



## **UNIVERSIDADE DE ÉVORA**

**ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

## **UNIVERSIDADE DE LISBOA**

**INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA**

**Influência do pico de caudal turbinado  
no comportamento, utilização de micro-  
habitat, movimentos de pequena escala  
e ritmo de atividade do barbo do Norte  
(*Luciobarbus bocagei*, Steindachner,  
1864)**

**Ana Sofia Santos Rato**

Orientação: Prof. Doutor Bernardo R. Quintella e  
Prof. Doutor Pedro Raposo de Almeida

**Mestrado em Gestão e Conservação dos Recursos Naturais**

Dissertação

Évora, 2018





## **UNIVERSIDADE DE ÉVORA**

**ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

## **UNIVERSIDADE DE LISBOA**

**INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA**

**Influência do pico de caudal turbinado  
no comportamento, utilização de micro-  
habitat, movimentos de pequena escala  
e ritmo de atividade do barbo do Norte  
(*Luciobarbus bocagei*, Steindachner,  
1864)**

**Ana Sofia Santos Rato**

Orientação: Prof. Doutor Bernardo R. Quintella e  
Prof. Doutor Pedro Raposo de Almeida

**Mestrado em Gestão e Conservação dos Recursos Naturais**

Dissertação

Évora, 2018



## Agradecimentos

Ao Professor Doutor Pedro Raposo de Almeida por desde a licenciatura me ter despertado a atenção para a temática da ictiofauna e por me ter sempre dado a oportunidade de aprofundar este assunto ao longo do meu percurso académico.

Ao Doutor Bernardo Quintella por todos os ensinamentos transmitidos ao longo deste trabalho relativos à telemetria EMG, e acima de tudo, à sua disponibilidade na marcação dos exemplares do estudo.

À EDP – Energias de Portugal pelo apoio técnico dado.

Ao Carlos Alexandre por toda a ajuda que me deu ao longo da realização desta tese, desde ao trabalho de campo, às análises estatísticas, à redação, tudo. Obrigada pela elevada paciência que tiveste ao longo deste tempo.

À Catarina Mateus, Esmeralda Pereira, Gabriela Cardoso e Rui Monteiro, por todos os dias de campo que passaram comigo e por mim, sei que muitos deles não foram fáceis. À Filipa Belo por toda a ajuda de campo que me deu, e por todas as tardes que perdeste comigo a ajudar-me em relação, a basicamente, tudo!

Aos meus amigos, que foram sempre compreensivos com os meus períodos de desespero e ataques de pânico ao longo desta tese. Obrigada por me conseguirem aturar naqueles dias em que estava absolutamente em êxtase com todos os momentos fantásticos que este trabalho me proporcionou.

À minha tia Ana e à minha avó Irondina. Foram o meu grande apoio ao longo da minha vida, obrigada por todos os raspanetes que me deram, por todas as palavras de incentivo, e acima de tudo, por nunca me deixarem desistir dos meus sonhos. Aos meus pais, Sandra e Nelson, por apoiarem o meu percurso académico, apesar de eu saber que por vezes não foi fácil.

Ao meu irmão André, que sempre me ouviu nos meus momentos bons e maus que esta tese me deu. Obrigado por todos os telefonemas e mensagens que me envias-te ao longo de todos os meus períodos de trabalho de campo que me faziam esquecer o cansaço, nem que por meros momentos.



## Resumo

Os aproveitamentos hidroelétricos originam alterações na hidromorfologia e características do habitat nos cursos de água. No presente trabalho foram marcados 11 barbos do Norte (*Luciobarbus bocagei*, Steindachner 1864) com o intuito de: i) estudar o comportamento e seleção de habitat da espécie durante períodos de variação artificial e abrupta de caudal; ii) estudar os movimentos da espécie em resposta à variação de parâmetros abióticos de origem natural e artificial; e iii) elaboração de propostas de medidas de gestão com vista ao melhoramento do funcionamento e descargas das barragens.

Os resultados obtidos indicam que o *hydropеaking* condiciona a atividade dos exemplares promovendo um comportamento de refúgio, com uma preferência por habitats com mais Vegetação, Detritos e Ensombramento. Durante períodos de caudal ecológico e noturnos, ocorre um pico na atividade muscular relativa, contrariando um comportamento de refúgio.

Esta informação poderá ser utilizada para minimiar as alterações provocadas no habitat e nas comunidades piscícolas existentes a jusante dos empreendimentos.

**Palavras-chave:** Barbo do Norte, ecohidrologia, regularização de caudal, pico de caudal turbinado, Biotelemetria fisiológica, Rio Mondego

## Abstract

**“Influence of hydropeaking on the behaviour, habitat selection, fine-scale movements and activity rhythm on the Northern Iberian Barbel (*Luciobarbus bocagei*, Steindachner, 1864)”**

Hydroelectric dams cause drastic changes in the hydromorphology and habitat characteristics of the watercourses. For this study 11 barbel (*Luciobarbus bocagei*, Steindachner 1864) were tagged aiming to i) study the behaviour and habitat selection of the species during periods of artificial and abrupt flow variation; ii) study the species movement in response to the variation of abiotic parameters of natural and artificial origin; and iii) development of management measures proposed for the improvement of the operation and discharges from dams.

Results indicate that the hydropeaking flows restrict the activity of the specimens, promoting a refuge behaviour, associated to a habitat preference with more Vegetation, Debris and Coverage. During nocturnal periods and periods of ecological flow, a peak was detected when compared with hydropeaking conditions.

This information can be used to improve flow management and thus minimize the changes caused in the habitat and fish communities existing downstream of hydroelectric dams.

**Key-words:** Iberian barbel, ecohydrology, flow regulation, *hydropeaking*, physiological biotelemetry, Mondego River



## Índice

1. INTRODUÇÃO .....	1
1.1. <i>Espécie-alvo</i> .....	5
1.2. <i>Objetivos</i> .....	7
2. METODOLOGIA .....	9
2.1. <i>Área de estudo</i> .....	9
2.2. <i>Trabalho de campo</i> .....	10
2.3. <i>Análise de dados</i> .....	20
3. RESULTADOS .....	24
3.1. <i>Influência do regime de caudal no comportamento natatório</i> .....	24
3.2. <i>Seleção de habitat</i> .....	31
4. DISCUSSÃO .....	37
4.1. <i>Comportamento e seleção de habitat</i> .....	37
4.2. <i>Influência dos preditores ambientais</i> .....	39
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	41
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	43

## Índice de Figuras

**Figura 1** – Imagem ilustrativa dos impactes no regime hidrológico de diferentes tipos de barragens existentes (a) barragem de derivação, b) barragem de irrigação, c) barragem hidroelétrica) em Portugal. A linha preta e cinzenta representam, respetivamente, o exemplo de caudal não regularizado e regularizado para cada caso, sendo os cursos de água pertencentes à mesma região e com características originais idênticas.

Fonte: Alexandre CM (2014) ..... 3

**Figura 2** – Mapa de distribuição da espécie *Luciobarbus bocagei*.

Fonte: IUCN Red List of Threatened Species ..... 6

**Figura 3** – Exemplar de um barbo do Norte.

Fonte: MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente: Carlos Alexandre..... 7

**Figura 4** – Tubérculos nupciais em exemplares do género *Luciobarbus*.

Fonte: MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente: Carlos Alexandre..... 7

**Figura 5** – Mapa da bacia hidrográfica do rio Mondego, identificando a área de estudo e os respetivos locais de captura e libertação dos animais marcados. .... 10

**Figura 6** – Sistema montado em laboratório para manutenção e recuperação dos barbos marcados. .... 13

**Figura 7** – Preparação do material para a marcação: a) desinfeção dos elétrodo e do transmissor; b) mesa de marcação com ictiómetro. .... 14

**Figura 8** – Pormenores da monitorização do comportamento dos barbos marcados: a) recetor e antena; b) localização dos barbos libertados no rio Mondego e registo contínuo do padrão de atividade. .... 14

**Figura 9** – Detalhes do procedimento de marcação e libertação dos barbos utilizados neste estudo: a) anestesia; b) incisão; c) colocação da antena; d) inserção do transmissor na cavidade peritoneal; e) colocação dos elétrodo; f) sutura; g) libertação. .... 16

**Figura 10** – Pormenores dos procedimentos de caracterização do micro-habitat ocupados pelos barbos durante a respetiva monitorização: *a)* localização espacial do indivíduo; *b)* medição da profundidade com corda graduada; *c)* medição da velocidade de corrente com fluxómetro. ... 18

**Figura 11** – Gráfico demonstrativo do comportamento (valores de EMG registados – *i.e.* nível de atividade muscular) dos seis barbos utilizados nas análises, incluindo períodos diurnos e noturnos de monitorização, assim como períodos de caudal ecológico e caudal turbinado. A vermelho apresenta-se o valor de EMG associado ao comportamento de repouso dos indivíduos e a laranja a variação do caudal registado visualmente durante o período de monitorização..... 25

**Figura 12** – Box-plot demonstrativo das diferenças dos valores de EMG<sub>std</sub> entre os dois períodos de caudal distintos (ecológico vs caudal turbinado). ..... 29

**Figura 13** – Gráficos ilustrativos das frequências relativas de localização de barbos tendo em conta cada uma das variáveis de habitat, relativamente aos dois períodos distintos de caudal. As colunas dos gráficos contornadas a amarelo correspondem à classe modal de ambos os regimes de caudal. .... 32

**Figura 14** – Gráficos representativos das variáveis contínuas utilizadas na análise de habitat. *a)* gráfico referente à profundidade da coluna de água observada nos locais identificados durante o estudo; *b)* gráfico referente à velocidade de corrente registada nos habitats caracterizados ao longo do estudo. .... 34

**Figura 15** – Gráfico representativo da análise PCO para identificação dos fatores ambientais que mais contribuíram para a segregação em termos de características habitacionais selecionadas pelos barbos durante os períodos de caudal ecológico e *hydropеaking*. ..... 35

## Índice de Tabelas

<b>Tabela 1</b> – Informação referente aos barbos marcados no âmbito deste trabalho .....	12
<b>Tabela 2</b> – Indicação do número e data de monitorizações diurnas e noturnas para cada barbo estudado no rio Mondego. ....	17
<b>Tabela 3</b> – Parâmetros abióticos utilizados para a caracterização do micro-habitat em cada local de deteção. ....	19
<b>Tabela 4</b> – Tabela descritiva das variáveis utilizadas no cálculo do Modelo Misto Linear Generalizado (GLMM) e a forma de obtenção das mesmas. ....	22
<b>Tabela 5</b> – Tabela informativa com todos os peixes utilizados durante o estudo cujo comportamento e posteriores resultados foram considerados válidos e seus respectivos dias de monitorização, contendo os valores médios de EMG <sub>std</sub> (valor de EMG padronizado pelo respetivo valor de repouso) para cada tipo de caudal (turbinado e ecológico), os respetivos valores de repouso, o período (diurno ou noturno) em que foram registados os dados e as horas de monitorização despendidas por dia. ....	28
<b>Tabela 6</b> – Resultado da análise inicial de GLMM em relação aos preditores que influenciam significativamente os valores de atividade muscular relativa (EMG <sub>std</sub> ). As variáveis que apresentam diferenças significativas encontram-se identificadas com o símbolo “ * ”. ....	30
<b>Tabela 7</b> – Resultado da adição hierárquica dos preditores que apresentaram diferenças significativas na análise inicial e da interação entre os mesmos, de forma a identificar os preditores com maior impacto nos valores de atividade muscular relativa (EMG <sub>std</sub> ) e indicação dos respetivos valores de AIC. ....	31
<b>Tabela 8</b> - Resultados da análise SIMPER efetuada com base nas características de micro-habitat utilizado pelos barbos durante os períodos de caudal ecológico e <i>hydropeaking</i> . ....	36



## 1. Introdução

O regime de caudais pode ser considerado uma variável chave que controla as principais características e funções dos ecossistemas ribeirinhos (Poff & Zimmerman, 2010). O caudal natural de um rio sofre alterações temporais à escala horária, diária, sazonal e anual (Poff *et al.*, 1997), sendo que estas alterações estão associadas à variação de parâmetros hidromorfológicos como a profundidade do canal fluvial, velocidade de corrente e quantidade de habitat disponível, entre outros (Richter *et al.*, 1998). A ocorrência natural de eventos de cheia e seca exerce pressões seletivas nas populações aquáticas, que influenciam o sucesso das diferentes comunidades existentes e dos respetivos processos ecológicos (Poff & Zimmerman, 2010), tal como o recrutamento e estabelecimento da vegetação ripícola, composição das populações de invertebrados, e a composição e estrutura das comunidades ictiofaunísticas (Harms & Grimm, 2010).

O movimento da água ao longo do curso influencia a ecologia do rio através de uma ampla gama de escalas espaço-temporais (Bunn & Arthington, 2002). A complexidade espacial dos ambientes ribeirinhos proporciona diversos habitats numa dimensão longitudinal, lateral e vertical (Richter *et al.*, 1998). Por sua vez, esta complexa interação entre caudais e habitat físico é um fator determinante na distribuição, abundância e diversidade de organismos aquáticos (Bunn & Arthington, 2002). Muitos organismos, e em particular a ictiofauna, apresentam uma preferência por determinados tipos de habitat, sendo que a riqueza e diversidade faunística estão muitas vezes associadas ao aumento da complexidade do habitat (Bunn & Arthington, 2002).

A magnitude e a frequência do regime hidrológico de um rio são duas componentes importantes na disponibilidade e qualidade da água, e da integridade ecológica dos sistemas ribeirinhos, regulando esta última e limitando a distribuição e abundância de espécies ribeirinhas (Poff *et al.*, 1997). De acordo com a teoria do *Flood Pulse Complex* (Junk *et al.*, 1989), as interações transversais que ocorrem entre o rio e as suas planícies de inundação são os maiores determinantes ecológicos deste sistema, uma vez que as inundações anuais originam a troca de nutrientes e sedimentos entre ambos os meios (Aarts *et al.*, 2004). A existência de flutuações intra e inter-anuais extremas de caudais pode influenciar de forma direta a estrutura das comunidades (Poff & Allan, 1995), influenciando assim muitos aspetos do ciclo de vida dos organismos que ocorrem nestes locais (Aparicio & Sostosa, 1999).

Desde a origem da humanidade que é conhecida a exploração dos recursos naturais por parte do Homem, em procura de alimento, água e abrigo (Arthington, 2012). Contudo, a

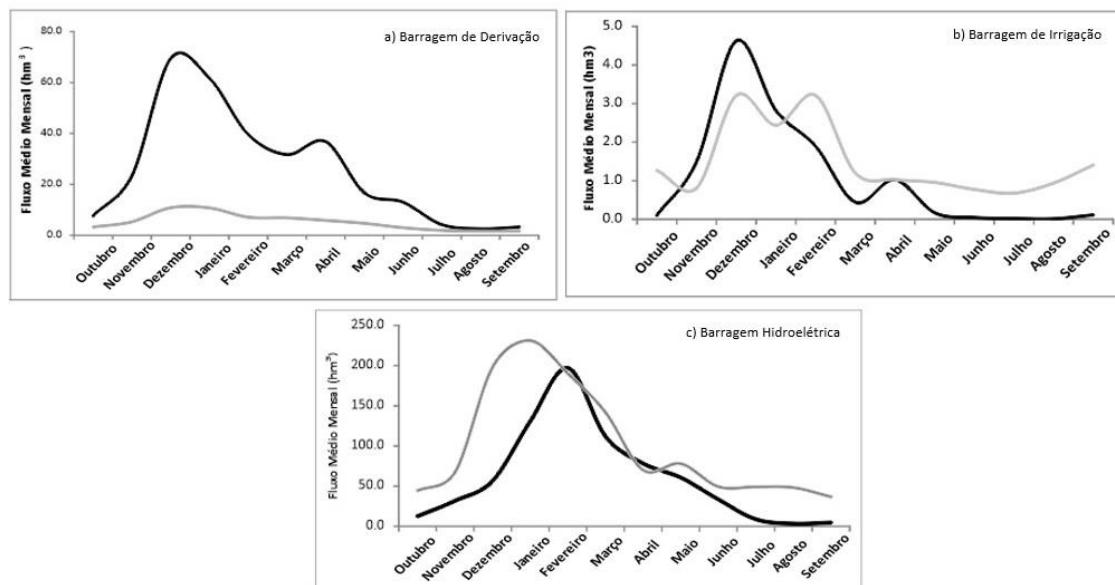
utilização dos recursos nessa altura era realizada de uma forma mais sustentável. Atividades como a pesca, caça, extração de água para agricultura e consumo próprio, e controlo de cheias, eram e são alguns dos usos mais comuns associados aos cursos de água (Arthington, 2012).

A alteração dos regimes de caudais é frequentemente indicada como sendo uma das mais sérias e continuadas ameaças à sustentabilidade ecológica dos rios e das suas planícies de inundação (Bunn & Arthington, 2002; Nilsson *et al.*, 2005; Arthington, 2012). Durante as últimas décadas, os cursos de água um pouco por todo o mundo têm sido modificados pela construção de barragens, explorações hidroelétricas e outros esquemas de regularização hídrica (Baras & Lucas, 2001). Estima-se que a percentagem de rios afetados por barragens na América do Norte, Canadá, Europa e ex-União Soviética é de aproximadamente 77% (Dynesius & Nilsson, 1994), sendo que a um nível mundial calcula-se que existam cerca de 45000 grandes barragens (>15 metros de altura, Poff & Hart, 2002) em funcionamento (World Commission on Dams, 2000). A nível nacional calcula-se que existam cerca de 231 grandes barragens, com mais de 15 metros de altura (CNPGB, 1992), e cerca de 3000 pequenas e médias barragens, entre os 1,5 e os 15 metros (Santos *et al.*, 2004). Como seria de esperar, estas infraestruturas modificaram bastante o funcionamento dos cursos de água e consequentemente os seus regimes de caudais (Dynesius & Nilsson, 1994).

A ocorrência de alterações de origem antropogénica no regime natural de caudais altera a distribuição e disponibilidade de habitats, tendo assim consequências para o biota aquático (Poff & Allan, 1995; Richter *et al.*, 1998). Autores como Bunn & Arthington (2002) e Aarts *et al.* (2004), realizaram estudos que abordam as consequências da modificação dos regimes de caudais na biodiversidade aquática. Segundo Bunn & Arthington (2002) uma vez que o regime de caudais é um dos principais fatores que condiciona a ecologia dos organismos aquáticos, a existência de flutuações não naturais dos caudais é responsável por consequências diretas e indiretas nas comunidades, sendo que estas podem incluir o arrastamento de indivíduos, o aumento da variabilidade espaço-temporal das espécies e a modificação da disponibilidade de recursos alimentares (Céréghino *et al.*, 2002; Alexandre *et al.*, 2015a). As alterações hidrológicas estão significativamente relacionadas com a interação entre a estrutura e composição das comunidades ictiofaunísticas e o seu habitat (Poff & Allan, 1995; Bunn & Arthington, 2002).

À medida que a civilização foi evoluindo, foi necessário responder às suas exigências. Desta forma, a construção de grandes barragens encontra-se altamente associada à necessidade de irrigação, produção de energia hidroelétrica, abastecimento de água para uso doméstico e/ou industrial, navegação fluvial e controlo de cheias (ICOLD, 1998a). Os efeitos dos diferentes tipos de barragens (Figura 1) nos ecossistemas aquáticos está intimamente relacionado com o respetivo modo de operação e gestão do caudal armazenado e libertado ao longo do ano. Nas

barragens construídas para irrigação e agricultura, o mais importante é a capacidade de armazenamento da albufeira, uma vez que esta é mantida preferencialmente na sua cota máxima de modo a libertar caudal consoante as necessidades de irrigação dos campos agrícolas e consoante as características climáticas em que se encontra inserida (Arthington, 2012). Em casos mais extremos estes aproveitamentos podem estar associados à inversão dos regimes de caudais (Arthington, 2012), havendo acumulação de água durante o período de Inverno e Primavera, e libertação para o curso de água a jusante no período de maior escassez hídrica, o Verão e Outono. Este sistema de gestão, apesar de benéfico para as populações humanas, apresenta consequências negativas para as espécies ripícolas e aquáticas (Poff *et al.*, 1997). Os aproveitamentos com fins agrícolas correspondem a cerca de 49% do aproveitamento hídrico a nível mundial (ICOLD, 1998a).



**Figura 1** – Imagem ilustrativa dos impactes no regime hidrológico de diferentes tipos de barragens existentes (a) barragem de derivação, b) barragem de irrigação, c) barragem hidroelétrica) em Portugal. A linha preta e cinzenta representam, respetivamente, o exemplo de caudal não regularizado e regularizado para cada caso, sendo os cursos de água pertencentes à mesma região e com características originais idênticas [Alexandre CM (2014)].

Por sua vez, as barragens para controlo de cheias e/ou derivação (*i.e.*, que, em muitos casos, servem como reservatório para aproveitamentos hidroelétricos maiores e/ou com maior potência) têm como princípio o oposto das barragens construídas para fins agrícolas, ou seja, o seu armazenamento deve ser mantido a uma cota mínima, de forma a poder armazenar água em eventos de chuvas (Arthington, 2012). Neste tipo de empreendimento é libertado um caudal ecológico constante, que origina uma homogeneização dos caudais, causando uma diminuição



na frequência e magnitude dos períodos de cheia e seca (Lytle & Poff, 2004). De acordo com o ICOLD (1998b), 9% das barragens existentes a nível mundial servem este propósito.

Os aproveitamentos hidroelétricos representam aproximadamente 20% das barragens construídas a nível mundial (ICOLD, 1998a). Estas infraestruturas são maioritariamente construídas em zonas do rio situadas mais a montante de forma a aproveitar o gradiente mais acentuado neste troço do curso de água (Arthington, 2012). Para que seja possível produzir energia, as barragens hidroelétricas operam de um modo diferente dos restantes tipos de aproveitamentos, realizando descargas de forma descontínua (Vocht & Baras, 2005). Estas descargas originam flutuações no nível da água que deveriam ocorrer sazonalmente, e que passam a ocorrer a um nível diário ou horário (Vocht & Baras, 2005) e com diferentes magnitudes (Robertson *et al.*, 2004). Estas alterações implicam a libertação de uma grande quantidade de água durante um curto período de tempo, modificando repentinamente a velocidade da água, a profundidade, a turbidez, a temperatura e as suas características físico-químicas (Baras & Lucas, 2001). Este fenómeno é vulgarmente designado por pico de caudal turbinado ou *hydropeaking* e é considerado na Diretiva Quadro da Água (DQA), como sendo um dos principais fatores de perturbação para os ecossistemas aquáticos (Comissão Europeia, 2000). Ainda que a maioria das espécies fluviais se tenham adaptado ao longo do tempo à magnitude, à frequência e à previsibilidade das cheias sazonais (Vocht & Baras, 2005), a ocorrência destas descargas num curto espaço de tempo torna o habitat a jusante da barragem altamente instável (Robertson *et al.*, 2004) e, caso a libertação de águas da barragem seja de origem hipolimnética, ocorre igualmente a diminuição do oxigénio dissolvido e um arrefecimento súbito e acentuado da coluna de água a jusante (Arthington, 2012). As consequências deste fenómeno para a ictiofauna podem ser observadas em todas as fases do seu ciclo de vida e a todas as escalas espaciais (Bunn & Arthington, 2002). Alguns efeitos específicos deste tipo de regularização de caudal, já observados na ictiofauna, passam pela redução da abundância de espécies potamódromas, extinção e isolamento de espécies diádromas (Vocht & Baras, 2005; Arthington, 2012), diminuição da quantidade e disponibilidade de habitat disponível (Bunn & Arthington, 2002), arrastamento e deriva de larvas de peixes (Baras & Lucas, 2001), o favorecimento do aparecimento de espécies generalistas (Boavida *et al.*, 2013) e a ocorrência do fenómeno de aprisionamento (i.e., *stranding*) de indivíduos (Berland *et al.*, 2004; Davey *et al.*, 2006). Este último é consequência da variação súbita entre o caudal turbinado e o caudal ecológico, associado a uma acentuada contração do *habitat* disponível, em que as zonas marginais do rio e os *riffles*, habitualmente de menor profundidade, podem ficar a seco (Davey *et al.*, 2006). Assim sendo, e com a constante alteração do habitat, a probabilidade de sobrevivência dos organismos depende em muito da sua capacidade de encontrar refúgio,

da sua agregação em zonas de maior profundidade e/ou da sua capacidade de se movimentar para locais de caudal mais estável (Davey *et al.*, 2006).

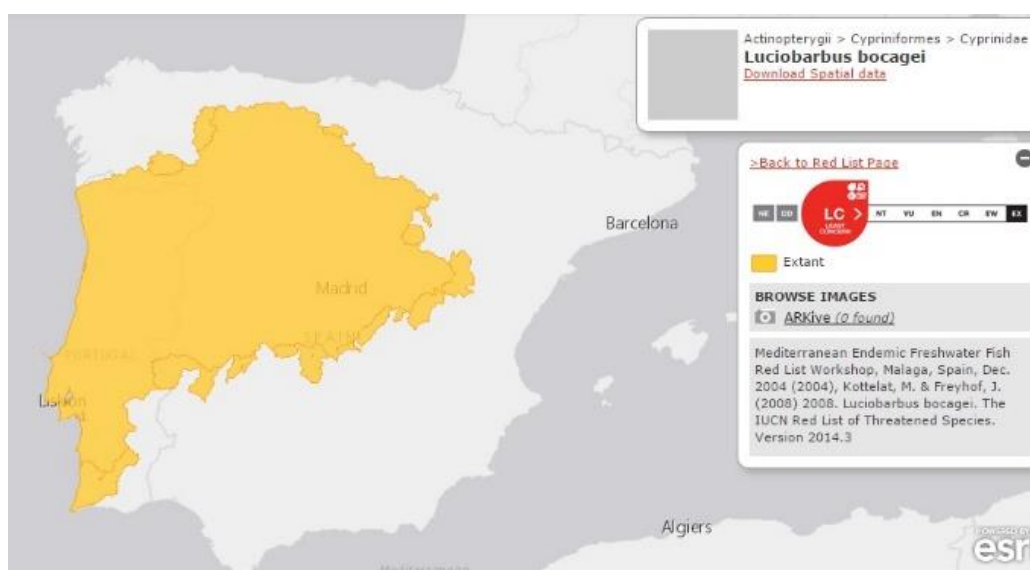
Ao longo das últimas décadas têm sido realizados diversos estudos numa tentativa de compreender os efeitos da variabilidade hidrológica e dos aproveitamentos hidroelétricos em toda a ecologia aquática, como é o caso de Poff & Allan (1995), Vocht & Baras (2005), Boavida *et al.* (2013), entre outros. Os trabalhos realizados abordam, na sua maioria, os efeitos do *hydropeaking* a nível da população, habitat e migração. Apenas o estudo de Taylor *et al.* (2014) realiza uma abordagem focada no comportamento do animal e na resposta fisiológica em termos de ritmo de atividade muscular em resposta às alterações repentinas do caudal. O presente estudo, apesar de ser também direcionado para o comportamento e padrão de movimentos dos peixes, pretende sobretudo avaliar o custo fisiológico, utilizando como *proxy* a atividade muscular, para os indivíduos sujeitos às condições de *hydropeaking*. Taylor *et al.* (2014) tem como espécie-alvo um salmonídeo, *Salvelinus confluentus* (Suckley, 1859).

Assim, este trabalho apresenta como um dos pontos mais inovadores o fato de ser direcionado para uma espécie ciprinícola, geralmente com capacidade natatória e comportamento bastante distinto dos salmonídeos, sendo que apenas recentemente esta família começou a ser alvo de estudos sobre o impacto de diferentes formas de regularização de caudal (*e.g.* Boavida *et al.*, 2013; Alexandre *et al.*, 2015b). Uma vez que nos rios mediterrânicos há uma predominância de ciprinídeos (Clavero *et al.*, 2004; Bianco *et al.*, 2007), a utilização desta família torna-se indicada para o estudo das consequências desta ação antropogénica nos rios na Península Ibérica, sendo que estes se encontram significativamente alterados do ponto de vista hidrológico.

### 1.1. Espécie-alvo

Para realizar este estudo foi necessário selecionar uma espécie autóctone dos rios portugueses, representativa da família de espécies piscícolas mais abundantes ao longo das bacias hidrográficas nacionais, a Família Cyprinidae. Dessa forma, selecionou-se como espécie-alvo deste estudo o barbo do Norte (*Luciobarbus bocagei*, Steindachner, 1864). Esta espécie autóctone distribui-se pelo Norte e Centro da Península Ibérica e é um dos mais representativos ciprinídeos de Espanha e Portugal (Magalhães, 1992) (Figura 2). É uma espécie que pode atingir dimensões consideráveis e apresenta uma boa resposta comportamental à manipulação exigida para implantação de dispositivos eletrónicos de biotelemetria (Alexandre *et al.*, 2013; Alexandre

*et al.*, 2015a). O barbo do Norte (Figura 3) está classificado em Portugal com um estatuto de *Pouco Preocupante* (Cabral *et al.*, 2005). Em termos morfológicos a espécie é caracterizada pela sua boca protractil em posição inferior e por possuir dois pares de barbilhos na mandíbula superior. De acordo com Magalhães (1992), é uma espécie bentónica generalista oportunista, que se alimenta essencialmente de material vegetal, detritos e larvas de insetos, embora o padrão de consumo destes itens tenha uma forte influência sazonal e hidrológica (Alexandre *et al.*, 2015a). Podemos encontrar indivíduos desta espécie em habitats de características lânticas e lóticicas (Magalhães, 1992). Em habitats lóticos ocupam geralmente as zonas médias/terminais dos cursos de água, escolhendo preferencialmente o habitat *pool* associado a uma velocidade de corrente mais reduzida e maior profundidade (Pinheiro *et al.*, 2004), e com elevado valor de refúgio (Alexandre *et al.*, 2015b). É uma espécie considerada potamódroma, ou seja, realiza migrações exclusivamente em água doce, para montante, durante o período reprodutor, assumindo durante esta época um carácter reófilo de forma a encontrar áreas propícias para a desova. Estas áreas são caracterizadas pelo substrato de gravilha ou areias, e com maior velocidade de corrente (Rodríguez-Ruiz & Granado-Lorencio, 1992). Os movimentos desta espécie ao longo dos cursos de água não se resumem à época de reprodução, havendo movimentos para jusante efetuado pelos juvenis, geralmente no Outono e Inverno, associados às cheias sazonais (Lucas & Batley, 1996) e à procura de troços de rio com maior disponibilidade de alimento. A reprodução desta espécie ocorre na Primavera, geralmente entre março e junho. Durante a época de reprodução é frequente os machos deste género exibirem protuberâncias brancas no focinho, denominados de tubérculos nupciais (Figura 4).



**Figura 2** – Mapa de distribuição da espécie *Luciobarbus bocagei*.

**Fonte:** IUCN Red List of Threatened Species



**Figura 3** – Exemplar de um barbo do Norte.

**Fonte:** MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente: Carlos Alexandre



**Figura 4** – Tubérculos nupciais em exemplares do género *Luciobarbus*.

**Fonte:** MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente: Carlos Alexandre

Apesar de ser uma espécie que não possui um estatuto de conservação preocupante, sabe-se que os efetivos populacionais associados a algumas bacias hidrográficas mais impactadas estão em regressão devido às diversas ameaças a que se encontram atualmente sujeitos, sobretudo a presença de obstáculos, que origina uma quebra na conectividade longitudinal dos rios, e a regularização do caudal, que causa a perda de características de habitat preferenciais para esta espécie (Cabral *et al.*, 2005).

### 1.2. Objetivos

Tendo em consideração a espécie-alvo do estudo e as suas características, o presente estudo teve como principal objetivo determinar o comportamento do barbo do Norte quando sujeito a variações abruptas de caudal em cursos de água regularizados para produção hidroelétrica, e assentou nas seguintes linhas de ação:

- a) Avaliação do comportamento e seleção/utilização de habitat durante períodos sob regimes distintos de caudal (*i.e.*, caudal ecológico vs. *hydropeaking*);
- b) Estudo dos movimentos diários dos exemplares em resposta à variação de alguns parâmetros abióticos de origem natural (*i.e.*, o período do dia) e artificial (*i.e.*, regime de caudal, temperatura);
- c) Elaboração de propostas de medidas de gestão com vista ao melhoramento do funcionamento e descargas das barragens.

Com a realização deste trabalho pretendemos obter resultados que demonstrem os efeitos do pico de caudal turbinado pelos aproveitamentos hidroelétricos nas populações

piscícolas, desta feita a uma escala bio-ecológica mais reduzida, nomeadamente ao nível do comportamento individual dos peixes da espécie-alvo. A nossa hipótese inicial passa então pelo pressuposto de que os animais estudados irão reagir às alterações de habitat através de um aumento de esforço e atividade muscular.

Desta forma, pretende-se que os dados obtidos através deste estudo possam ser futuramente utilizados para ajustar a gestão e modo de operação dos aproveitamentos hidroelétricos tendo em conta os requisitos ecológicos da comunidade ictiofaunística a jusante destas infraestruturas.

## 2. Metodologia

### 2.1. Área de estudo

O trabalho foi realizado num troço do rio Mondego regularizado para fins de produção hidroelétrica, localizado na região centro do país, habitualmente caracterizada por um clima tipicamente mediterrânico com estações de Verão e Inverno bem definidas (APA, 2012a).

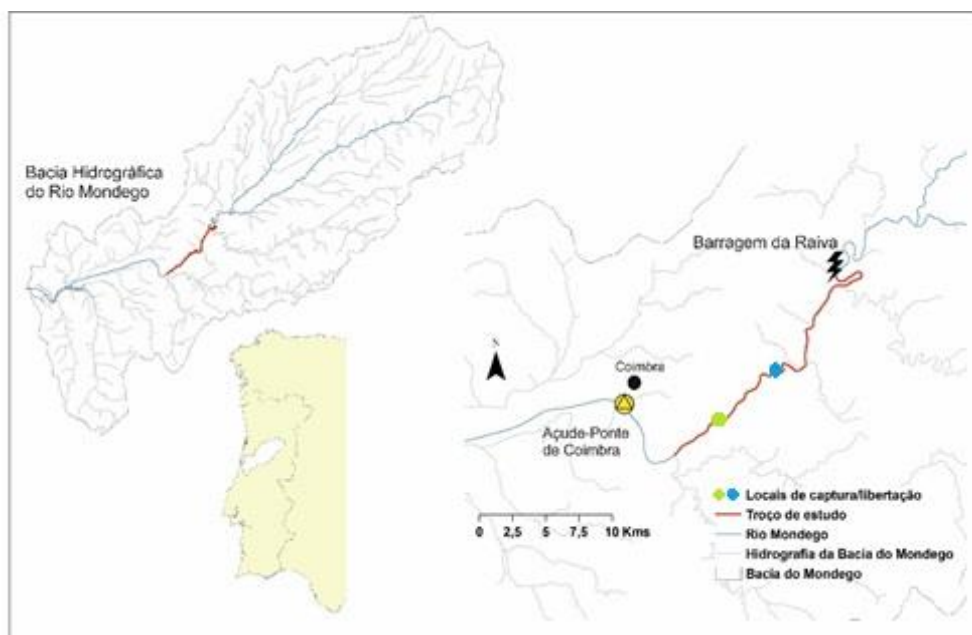
O rio Mondego nasce na Serra da Estrela a 1525 m de altitude, percorrendo 258 km até desaguar no Oceano Atlântico, junto à cidade da Figueira da Foz. A sua bacia hidrográfica é a segunda maior bacia exclusivamente em território português, ocupando uma área de aproximadamente 6658 km<sup>2</sup> e com uma orientação Nordeste-Sudoeste (APA, 2012a). Ao longo do seu percurso possui diversos afluentes, sendo os rios Alva, Ceira, Arunca e Pranto os mais importantes na margem esquerda, e o rio Dão na margem direita. Segundo o Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas do Vouga, Mondego e Lis (APA, 2012b), a zona onde se insere a bacia hidrográfica do rio Mondego apresenta uma temperatura média anual de 13,4°C e tem uma precipitação média anual de 1073 mm. Tendo a bacia do Mondego uma captação de águas superficiais de em média 25 hm<sup>3</sup>/ano, existe a necessidade de distribuição de água pelos diferentes sectores de atividade, sendo a agricultura o sector com maior utilização, correspondendo a 55% do valor total, seguido pelo abastecimento urbano (25,4%), indústria (17,2%) e produção de energia elétrica (1,1%), tendo a pecuária uma baixa utilização, correspondendo a cerca de apenas 0,7% (APA, 2012b).

Para a realização deste trabalho foi selecionado o troço de rio (Figura 5), situado entre o Açude de Palheiros, a jusante, e a Barragem da Raiva, a montante. Esta barragem encontra-se inserida no sistema hidroelétrico Aguieira-Raiva-Fronhas, que entrou em funcionamento entre 1981 e 1985, sendo atualmente gerido pela EDP – Gestão da Produção da Energia, S.A. A Barragem da Raiva em particular tem como principais funções a produção de energia e o controlo de cheias, e possui uma albufeira com capacidade total de 24000 dam<sup>3</sup>. Apesar das características hidrológicas do rio possuírem um caudal de ponta de cheia de aproximadamente 3500 m<sup>3</sup>/s, ou seja, o caudal instantâneo máximo que pode ocorrer numa situação de cheia, a barragem é gerida de forma a não ultrapassar um caudal efluente de 2000 m<sup>3</sup>/s (APA, 1992). O regime de caudais no rio Mondego encontra-se altamente modificado devido ao aproveitamento hidroelétrico Aguieira-Raiva e à Barragem de Fronhas existente no rio Alva, que serve exclusivamente de reservatório de derivação ao sistema anterior, sendo que, em caso de

cheia, possui um caudal efluente máximo de 500 m<sup>3</sup>/s (APA, 1992). O caudal ecológico normalmente libertado no troço de estudo pela Barragem da Raiva é de 4,8 m<sup>3</sup>/s, somando-se a este o caudal constante proveniente do Rio Alva (caudal ecológico da Barragem de Fronhas), que é de 2m<sup>3</sup>/s. Como a Barragem da Raiva tem que corresponder às exigências de produção hidroelétrica, esta liberta um caudal extra em regime bi-diário (geralmente 1 vez durante o período diurno e 1 vez durante o período noturno). Durante esse processo o caudal varia repentinamente num curto período de tempo (geralmente 1 a 2 horas), podendo verificar-se um aumento até cerca de 150 m<sup>3</sup>/s no troço referido. Em períodos de cheias a barragem pode proceder a um maior número descargas e/ou descargas mais prolongadas, situação em que o caudal ultrapassa em muito os valores habituais descritos anteriormente.

## 2.2. Trabalho de campo

Este estudo foi realizado entre agosto de 2014 e julho de 2015. Durante este período foram capturados, com recurso a um aparelho de pesca elétrica (Hans Grassl, modelo EL 62 generator, DC, 600 V), marcados com radiotransmissores equipados com sensores fisiológicos (registo do EletroMioGrama – EMG da musculatura axial), e libertados 11 indivíduos (Tabela 1) da espécie *L. bocagei* no troço do rio Mondego situado entre a Barragem da Raiva e o Açude de Palheiros.



**Figura 5** – Mapa da bacia hidrográfica do rio Mondego, identificando a área de estudo e os respetivos locais de captura e libertação dos animais marcados.

Após a captura, os animais foram transportados para o laboratório em tanques com capacidade de 300 L, devidamente oxigenados. Após chegada ao laboratório, os indivíduos foram transferidos para um tanque de maior dimensão (600 L), previamente preparado para a recepção dos animais, onde a temperatura da água foi mantida em valores semelhantes aos registados no rio e os níveis de oxigénio dissolvido na água controlados (Figura 6). Os animais capturados foram marcados com transmissores EMG (CEMG-R11-25 manufaturados pela Lotek Wireless) que mediam 56 mm de comprimento e 12 mm de diâmetro, e que pesavam 12 g, o que em média representava menos de 2% do peso corporal dos animais (Jepsen *et al.*, 2002), e cuja bateria garantia uma longevidade de aproximadamente 3 meses (Figura 7).



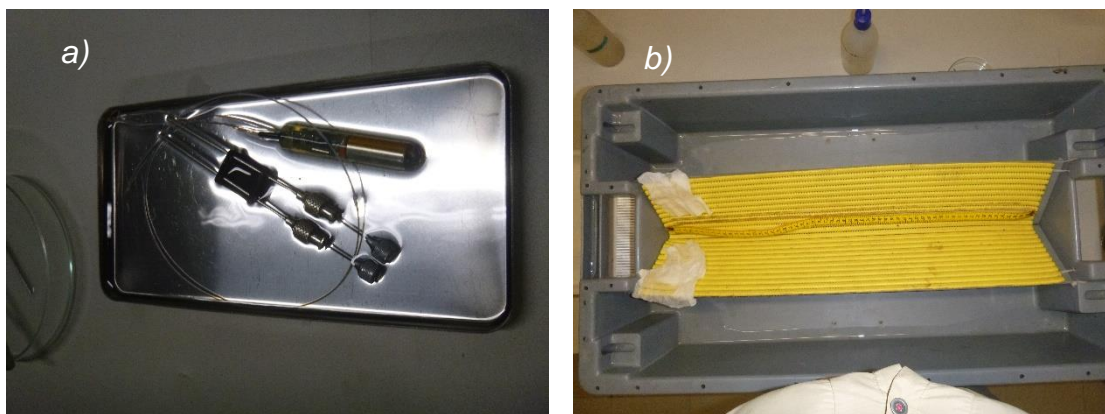
**Tabela 1** – Informação referente aos barbos marcados no âmbito deste trabalho

Barbo	Captura	Coordenadas do local de captura (datum WGS84)		Peso (g)	Comprimento total (mm)	Frequência do transmissor	Canal	Sexo	Data marcação	Data libertação
		X	Y							
#1	12/08/2014	554747	4450643	1600	536	142.080	17	F	12/08/2014	13/08/2014
#2	12/08/2014	554747	4450643	1170	533	142.443	21	M	12/08/2014	13/08/2014
#3	12/08/2014	554747	4450643	1185	505	142.040	15	F	13/08/2014	14/08/2014
#4	12/08/2014	554747	4450643	1115	510	142.120	19	F	13/08/2014	14/08/2014
#5	12/09/2014	554747	4450643	995	465	142.180	20	F	12/09/2014	13/09/2014
#6	12/09/2014	554747	4450643	1245	536	142.120	19	F	12/09/2014	13/09/2014
#7	12/09/2014	554747	4450643	1530	570	142.040	15	M	12/09/2014	13/09/2014
#8	10/11/2014	554747	4450643	1290	520	142.020	14	M	10/11/2014	11/11/2014
#9	10/11/2014	554747	4450643	990	494	142.180	20	M	10/11/2014	11/11/2014
#10	01/07/2015	558844	4454781	1575	532	142.100	18	F	01/07/2015	02/07/2015
#11	14/07/2015	554747	4450643	1165	502	142.060	16	M	14/07/2015	15/07/2015



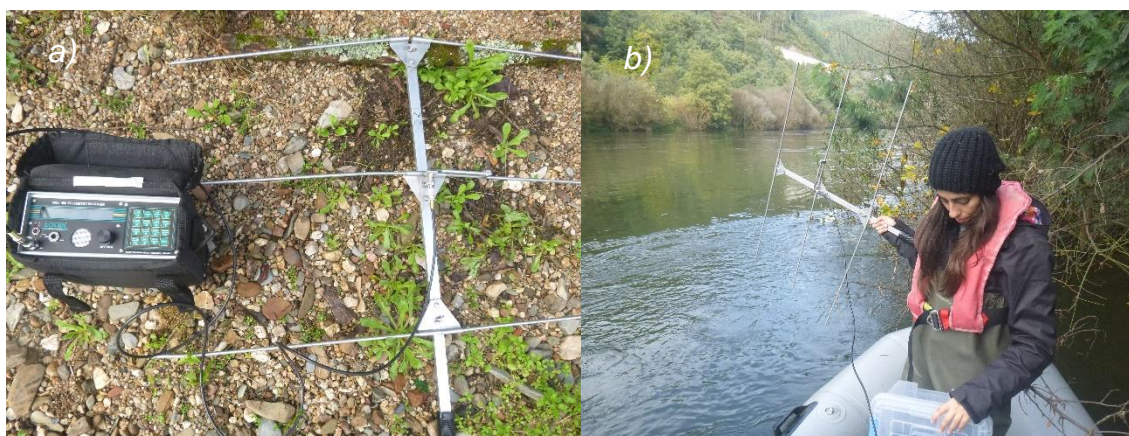
**Figura 6** – Sistema montado em laboratório para o período de recobro dos barbos marcados.

Os transmissores cEMG (coded ElectroMyoGram) utilizados possuíam dois elétrodos em aço inoxidável, revestidos por uma capa flexível em teflon, aos quais foi acoplado uma terminação em ouro (10 mm de comprimento x 2 mm de largura) utilizada para a fixação do elétrodo na musculatura vermelha do animal. É através deste procedimento de implantação que é possível registar a diferença de potencial entre os dois elétrodos implantados no músculo do peixe. Estes registos são processados eletronicamente e de seguida é emitido um sinal rádio codificado que identifica um valor médio de EMG durante um intervalo de tempo pré-definido, que no caso deste estudo, foi de 2 segundos. Ao fim de cada intervalo de tempo, o valor médio é determinado e é atribuído automaticamente um valor correspondente ao índice de atividade muscular, que varia entre 0 (atividade nula) e 50 (atividade intensa) (Cooke *et al.*, 2004; Enders *et al.*, 2007). O sinal enviado pelo transmissor é recebido e registado por um recetor rádio (SRX\_400 da Lotek Wireless) através de uma antena Yagi (Figura 7). No fim de cada período de registo os dados são transferidos e armazenados num computador, onde são posteriormente processados.



**Figura 7** – Preparação do material para a marcação: *a)* desinfecção dos elétrodos e do transmissor; *b)* mesa cirúrgica com ictiómetro.

A implantação do transmissor EMG no animal é feita através de um procedimento cirúrgico semelhante ao descrito por Thorstad *et al.* (2000), Quintella *et al.* (2004), Alexandre *et al.* (2013), entre outros autores. Os barbos foram previamente anestesiados por imersão numa solução aquosa de 2-phenoxyethanol, com uma concentração de 0,4 ml/L. Após anestesiados, os peixes foram medidos (CT - precisão de 1 mm), pesados (PT - precisão de 1 g) e colocados numa mesa cirúrgica em forma de V (Figura 8) com a parte ventral para cima. A incisão efetuada para colocação do transmissor tinha cerca de 3 cm de comprimento e foi realizada na linha média ventral, numa zona posterior à inserção da cintura pélvica (Figura 9).



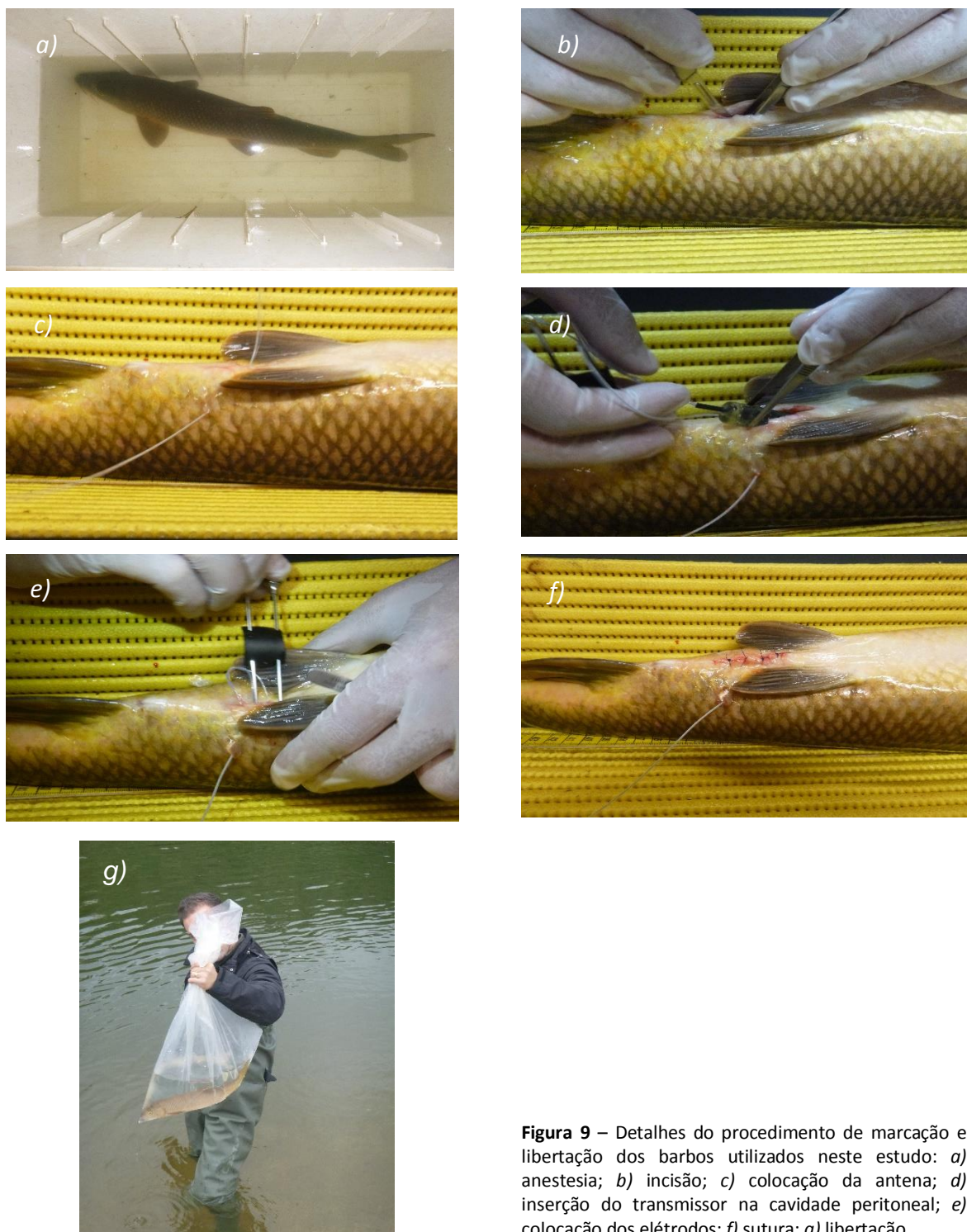
**Figura 8** – Pormenores da monitorização do comportamento dos barbos marcados: *a)* recetor e antena; *b)* localização dos barbos libertados no rio Mondego e registo contínuo do padrão de atividade.

Através da incisão foi possível identificar o sexo do animal por observação macroscópica das gónadas. Para que fosse possível a passagem da antena do transmissor, a parede lateral

esquerda da cavidade peritoneal foi perfurada no sentido distal com uma agulha hipodérmica modificada.

Após a colocação da antena, os elétrodos foram inseridos na musculatura axial associada ao pedúnculo caudal e posicionados paralelamente a distância de cerca de 1 cm entre si, terminando com a colocação do transmissor na cavidade intra-peritoneal. Durante a implantação do transmissor, a oxigenação e a sedação foram mantidas através da administração de uma solução anestésica de concentração semelhante àquela que havia sido previamente utilizada para a sua indução. Os instrumentos cirúrgicos utilizados e os transmissores implantados foram previamente desinfetados com álcool a 96º e passados por soro fisiológico. Após o procedimento de marcação, a zona de implantação do transmissor foi desinfetada com uma solução de BETADINE® e os barbos marcados foram deixados a recuperar do procedimento de marcação no tanque auxiliar (capacidade de 600 L), com água a temperatura semelhante à água do rio, durante um período de 24h. Nesse período procedeu-se ao registo contínuo do valor de EMG, de forma a determinar o valor de EMG associado à situação de repouso, patamar esse que é específico para cada barbo. Após o período de recobro, os peixes foram libertados na área de estudo próximo do local de captura (Figura 9).





**Figura 9** – Detalhes do procedimento de marcação e liberação dos barbos utilizados neste estudo: *a)* anestesia; *b)* incisão; *c)* colocação da antena; *d)* inserção do transmissor na cavidade peritoneal; *e)* colocação dos eletrodos; *f)* sutura; *g)* liberação.

Para cada indivíduo foi definido um máximo de seis períodos de monitorização contínua (aproximadamente 8 horas/indivíduo), quatro durante o período diurno e dois períodos de monitorização noturna (Tabela 2), de forma a obter dados de atividade muscular referentes à

totalidade do ciclo circadiano (24 horas). Porém, para alguns dos indivíduos marcados não foi possível obter a totalidade dos períodos de monitorização previstos, por terem sido recapturados por pescadores ou simplesmente não ter sido detetada a sua presença na área de estudo. Em alguns casos foi possível a recuperação dos transmissores e após uma reavaliação do funcionamento dos transmissores com o recetor de dados, procedeu-se à reutilização daqueles que se encontravam em boas condições. Por outro lado, de forma a garantir uma maior independência dos dados recolhidos, optou-se por monitorizar em dias distintos, para o mesmo animal, as monitorizações referentes aos períodos diurnos e noturnos.

**Tabela 2** – Indicação do número e data de monitorizações diurnas e noturnas para cada barbo estudado no rio Mondego

Barbo	Períodos de Monitorização						Obs.
	Diurna 1	Diurna 2	Diurna 3	Diurna 4	Noturna 1	Noturna 2	
#1	20 Ago	2 Set	4 Set	11 Set	27 Set*		*Perdido
#2	22 Ago*						*Perdido
#3	22 Ago <sup>+</sup>						<sup>+</sup> Recuperado
#4	19 Ago	3 Set <sup>+</sup>					<sup>+</sup> Recuperado
#5	25 Set <sup>+</sup>						<sup>+</sup> Recuperado
#6	24 Set	26 Set	27 Set*				*Perdido
#7	25 Set*						*Perdido
#8	18 Nov	20 Nov	2 Dez	4 Dez	24 Nov	20 Jan	
#9	19 Nov	21 Nov	1 Dez	3 Dez	25 Nov	19 Jan	
#10	8 Jul	9 Jul	10 Jul	11 Jul	22 Jul	23 Jul	
#11	24 Jul <sup>+</sup>						<sup>+</sup> Recuperado

A monitorização da posição dos barbos e o registo contínuo dos valores de EMG foram realizados no leito do rio, com o auxílio de um barco pneumático. Para além do registo contínuo de EMG, foi também determinada e georreferenciada a posição dos indivíduos a cada 30 minutos, com o auxílio de um GPS. Após a identificação deste local (precisão de  $\sim 10\text{m}^2$ ) foi realizada uma caracterização do habitat (Figura 10), com base nas variáveis identificadas na Tabela 3.



**Figura 10** – Pormenores dos procedimentos de caracterização do micro-habitat utilizado pelos barbos durante a respetiva monitorização: *a)* localização espacial do indivíduo; *b)* medição da profundidade com cabo graduado; *c)* medição da velocidade de corrente com fluxómetro.

**Tabela 3** – Parâmetros abióticos utilizados para a caracterização do micro-habitat em cada local de detecção

Variável	Acrônimo	Procedimento de Medição	Classes de caracterização
Localização no rio	<i>Local</i>	Deteção por telemetria (precisão de ~10 m <sup>2</sup> )	Margem; Meio do rio
Tipo de substrato	<i>Subst</i>	Observação visual	Escala de Wentworth (classes granulométricas: Vasa; Areia; Gravelha; Cascalho; Pedra)
Profundidade	<i>Prof</i>	Vara/corda graduada ( $\pm 0.01$ m)	Variável contínua
Velocidade de corrente	<i>Vel</i>	Fluxómetro, Hydro-Bios ( $\pm 0.01$ m/s)	Variável contínua
Vegetação no leito	<i>Veg</i>	Observação visual (% de ocupação)	0-20%; 20-40%; 40-60%; 60-80%; 80-100%
Detritos	<i>Det</i>	Observação visual (% de ocupação)	0-20%; 20-40%; 40-60%; 60-80%; 80-100%
Ensombamentos	<i>Ensom</i>	Observação visual (% de ocupação)	0-30%; 30-60%; >60%



### 2.3. Análise de dados

O tratamento de dados engloba todos os valores de EMG registados ao longo dos períodos de monitorização diurnos e noturnos, tendo em conta o tipo de caudal no momento do registo, ou seja, os valores de EMG obtidos em período de caudal ecológico ou pico de caudal turbinado (*hydropeaking*). Na sequência de um trabalho anterior (Alexandre *et al.*, 2013) onde esta técnica de bio-telemetria EMG já havia sido utilizada foi possível observar que para cada barbo do Norte valores semelhantes de EMG registados por transmissores distintos em indivíduos distintos podiam corresponder a diferentes comportamentos e/ou velocidades de natação. Este resultado indicou claramente que a mesma equação matemática referente à calibração entre o índice de EMG e velocidade de natação não poderia ser aplicada, de forma semelhante, a todos os indivíduos estudados (Alexandre *et al.*, 2013). O trabalho referido aponta para a necessidade de efetuar uma calibração individual dos valores de EMG com velocidade de natação para cada animal testado. Porém, no presente estudo optou-se por não se proceder a este procedimento de calibração individual dos registos de EMG transmitidos pelo transmissor com velocidade de natação do indivíduo, para evitar submeter os peixes marcados a níveis de stress que podiam comprometer o trabalho de campo subsequente. Dessa forma, para que fosse possível comparar os valores de atividade entre todos os animais englobados no estudo sem os sujeitar a procedimentos individuais de calibração num tanque de natação em condições laborais, procedeu-se à estandardização dos registos contínuos de EMG, dividindo cada valor registado pelo valor de repouso determinado para cada indivíduo durante o período de 24h de recobro, resultando num índice relativo de atividade muscular ( $EMG_{std}$ ) já utilizado por Quintella *et al.*, (2004).

Previamente à realização de qualquer procedimento estatístico, os dados foram submetidos a uma análise preliminar dos pressupostos habitualmente associados às análises paramétricas (*e.g.* normalidade, homogeneidade de variâncias), e, em caso de incumprimento dos mesmos, aplicou-se o teste não paramétrico correspondente aos objetivos da análise. Seguidamente, procedeu-se à aplicação de um teste de Mann-Whitney (*U*), utilizando o programa Statistica 12 da Dell Software, para testar estatisticamente a existência das diferenças a nível da atividade muscular ( $EMG_{std}$ ) relativa entre os períodos de caudal ecológico e de pico de caudal turbinado.

Posteriormente foi compilada uma nova matriz de dados possuindo uma variável dependente e vários preditores considerados como potencialmente explicativos e relacionados com a primeira. Como variável dependente utilizou-se o valor médio de EMG, para cada hora de

monitorização [diurna (valor 1) e noturna (valor 0)] a que vários indivíduos foram sujeitos. Como possíveis preditores foram selecionadas quatro variáveis relacionadas com o período do dia e com as variações ambientais em termos de caudal e temperatura, nomeadamente, a *Hora* (correspondente à identificação horária diurna e noturna dos registos de EMG), *Temp* (relativo à temperatura média da água para cada hora de monitorização), o *FlowM* (relativo à magnitude global da descarga de caudal ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) em cada período horário analisado), e por fim, o *FlowV* (correspondente à magnitude absoluta da variação da descarga de caudal ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) relativamente ao período horário anterior) (Tabela 4). A matriz possui ainda uma coluna denominada de Barbo (referente à identificação dos indivíduos em cada um dos dias de monitorização) e uma coluna de Repetições (correspondente às localizações dos animais em cada um dos dias/noites de monitorização). Os dados de temperatura utilizados foram obtidos através do registo contínuo (de 30 em 30 minutos) de *data-logger* colocados ao longo da área de estudo durante todo o período em que decorreu este trabalho. Os dados referentes aos valores horários de caudal registados durante o período de monitorização correspondem aos valores de caudal efluente libertado pelos empreendimentos hidroelétricos Fronhas-Raiva, sendo cedidos pela EDP-Energias de Portugal, uma vez que são os caudais destas duas infraestruturas que influenciam a nossa área de estudo. Com o objetivo de identificar as variáveis ambientais relacionadas com a variação em termos de atividade muscular relativa dos barbos estudados foi aplicado um Modelo Misto Linear Generalizado (GLMM) com recurso ao programa SPSS (IBM SPSS *Software*, Versão 23, Chicago, IL). Optou-se pela utilização deste modelo de análise, uma vez que os dados de telemetria apresentam habitualmente um elevado grau de autocorrelação e dependência entre si, e são, normalmente, resultado de medições repetidas no mesmo indivíduo (Cooke *et al.*, 2004). Para que fosse possível a independência das amostras, a variável Barbo foi considerada como o nosso sujeito, ao passo que a variável Repetições foi considerada como as nossas medições. Numa análise inicial procedeu-se à adição dos preditores contínuos (*FlowM*, *FlowV* e *Temp*) e dos preditores binominais (*Hora*), tendo em consideração a nossa variável resposta (EMG), de forma a selecionar os preditores significativos do modelo. Foi ainda adicionado à análise estatística um fator aleatório (*i.e.* Barbo), de modo a tentar perceber a influência da variabilidade individual na variação dos valores de EMG. Após esta seleção dos fatores que estavam significativamente relacionados com o valor de EMG, os preditores significativos foram sendo adicionados de forma hierárquica ao modelo tendo igualmente em consideração as suas respetivas interações. Para selecionar o modelo que melhor explicava a variabilidade em termos de  $\text{EMG}_{\text{std}}$  foi utilizado o critério de seleção de AIC (Akaike's Information Criterion), considerando-se o modelo com valor mais baixo de AIC como o mais adequado (Symonds & Moussali, 2011).

**Tabela 4** – Tabela descritiva das variáveis utilizadas no cálculo do Modelo Misto Lineal Generalizado (GLMM) e a forma de obtenção das mesmas

Variáveis	Descrição
<b><i>Hora</i></b>	Relativa ao período [Diurno (1) Noturno (0)] de monitorização
<b><i>FlowM</i></b>	Magnitude total da descarga de caudal (m <sup>3</sup> /s) efetuada por ambos os empreendimentos (Raiva + Fronhas)
<b><i>FlowV</i></b>	Magnitude absoluta da variação da descarga de caudal (m <sup>3</sup> /s) em relação ao período anterior $FlowV = [\text{magnitude total da descarga da hora de monitorização} - \text{magnitude total da descarga da hora anterior à monitorização}]$
<b><i>Temp</i></b>	Em °C para cada hora de registos

Para as análises relativas à caracterização do habitat ocupado pelos barbos monitorizados, foi necessário transformar as variáveis categóricas, registadas durante o procedimento de caracterização dos habitats ocupados pelos barbos, em variáveis ordinais. Com esse propósito, às classes de proporção de detritos e vegetação no leito foram atribuídos valores ordinais de 0 a 8 (0 = 0-20%; 2 = 20-40%; 4 = 40-60%; 6 = 60-80%; 8 = 80-100%), às classes de ensombramento atribuíram-se valores de 0 a 4 (0 = 0-30%; 2 = 30-60%; 4 ≥60%) e em relação à localização no rio foram atribuídos valores de 0 e 2 conforme a posição ocupada pelos peixes testados (0 = Margem; 2 = Meio do rio). Também o tipo de substrato foi avaliado no terreno de forma qualitativa, tendo esta variável sido transformada numa variável indicativa da dimensão do substrato. Como base utilizou-se uma adaptação da escala de Wentworth, que consiste na classificação granulométrica em termos de dimensão do substrato, nomeadamente: vasa (0–0,064 mm), areia (0,064–2mm), seixo (2–64 mm), pedra (64–256 mm) e bloco (256–512 mm). Na matriz utilizada nas análises de habitat para cada classe granulométrica identificada foi atribuído o valor mediano da respetiva classe de dimensão.

Para testar a existência de diferenças significativas em relação às características do habitat ocupado pelos barbos monitorizados entre os períodos de caudal ecológico e de pico de caudal turbinado (um fator fixo com dois níveis), recorreu-se a uma análise PERMANOVA (*software* PRIMER+v6.0, add-on PERMANOVA) uni-fatorial. Esta análise foi complementada com uma análise de ordenação PCO (*Principal Coordinate Analysis*) para que fosse possível analisar e visualizar a ordenação e segregação espacial das diferentes localizações dos barbos, durante os dois períodos de caudal em análise, em termos de características de habitat. Por fim, foi igualmente realizada uma análise SIMPER (teste de percentagens de dissimilaridade), de forma a identificar as variáveis abióticas e biofísicas que mais contribuíram para as diferenças existentes entre os dois períodos de caudal relativamente ao habitat ocupado pelos barbos. Para a realização destas análises optou-se pela utilização exclusiva dos dados relativos ao período diurno, uma vez que ambos os períodos possuem horas de monitorização e indivíduos diferentes.

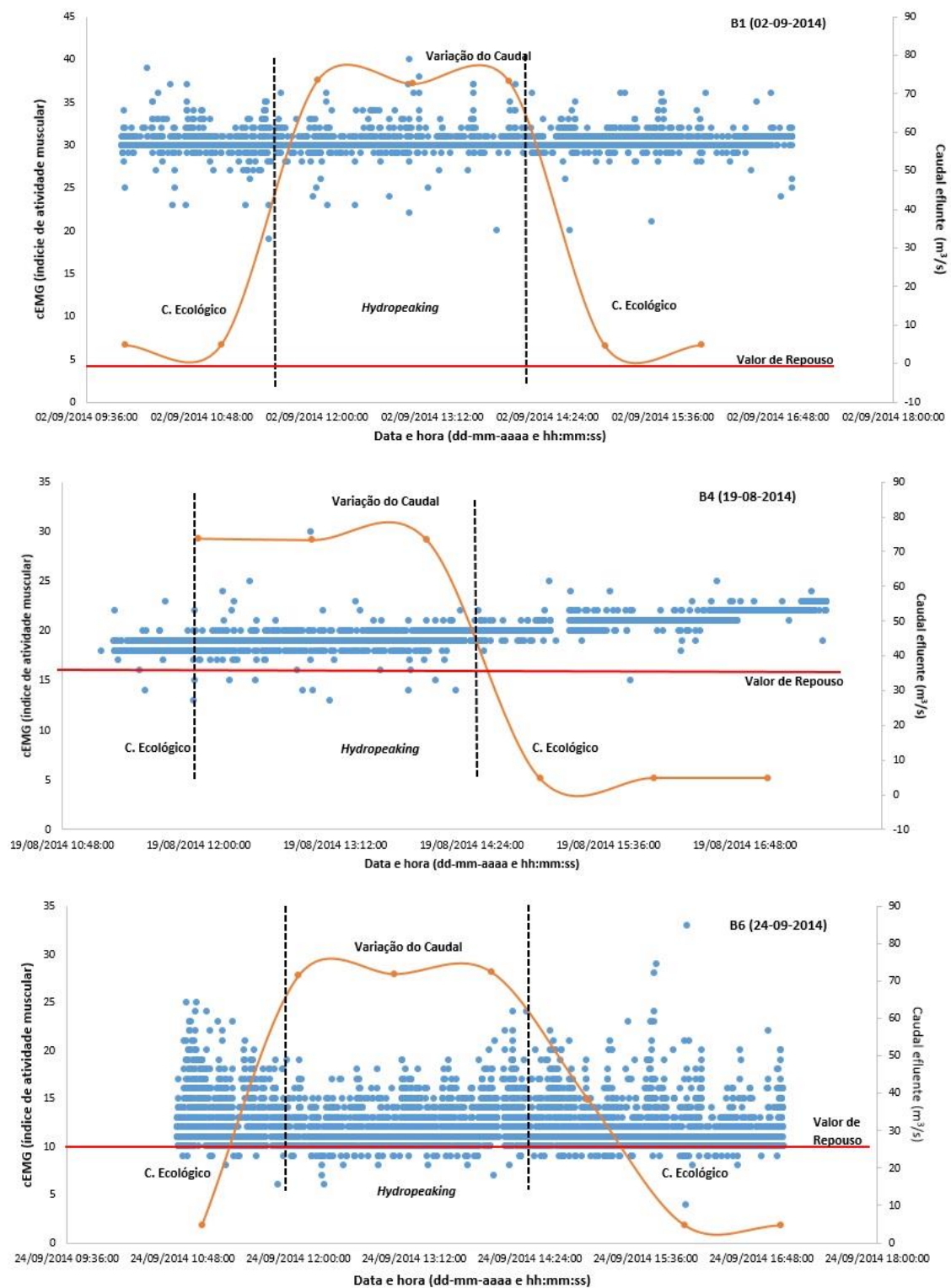
### 3. Resultados

#### 3.1. Influência do regime de caudal no comportamento natatório

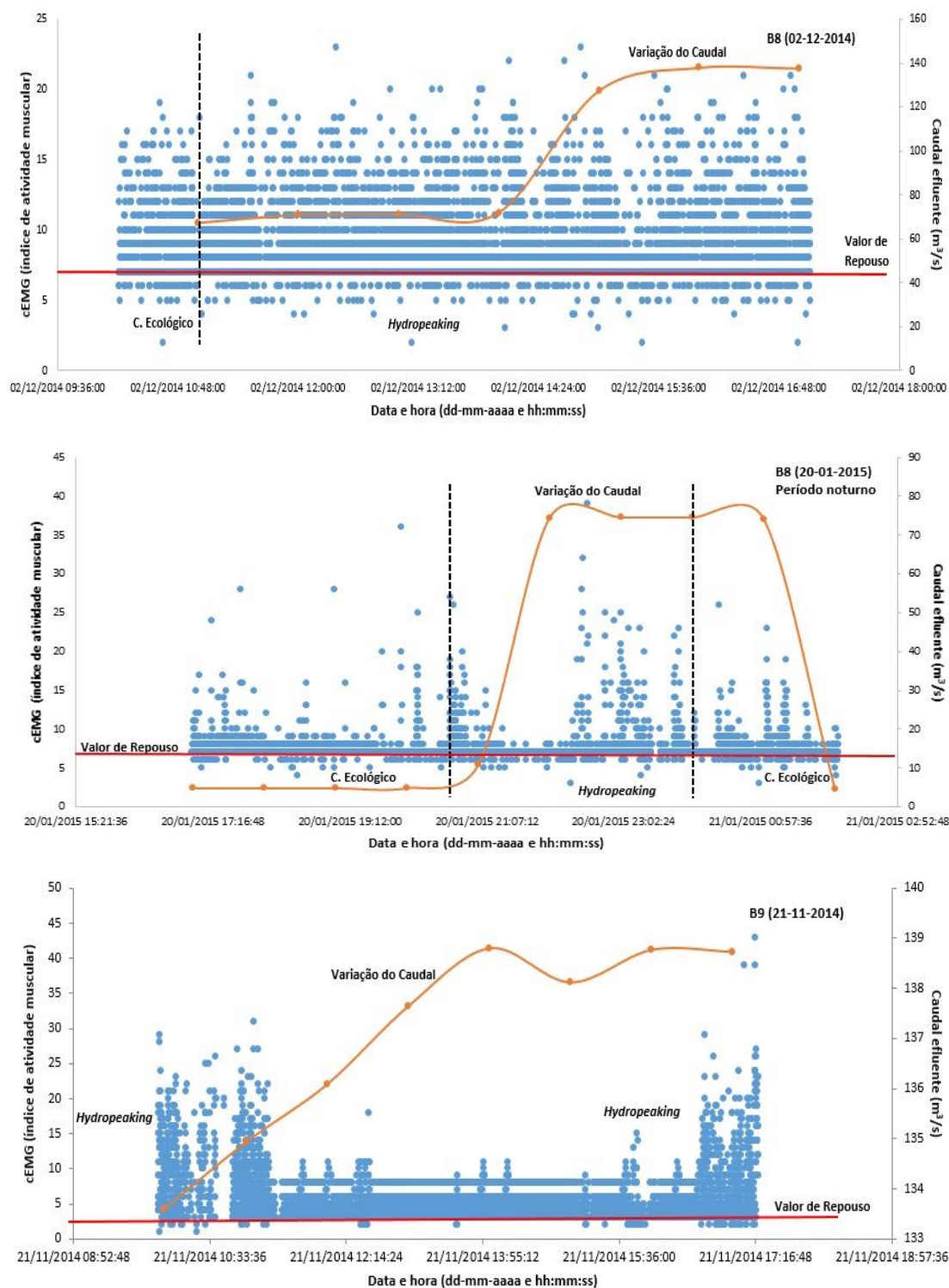
Do total de onze barbos marcados com transmissores EMG durante todo o período de duração do estudo, apenas foram incluídos nas análises subsequentes os seis animais para os quais foi possível registar, no mínimo, um período diurno de monitorização considerado válido, ou seja, onde o peixe demonstrasse um comportamento próximo do natural (B1, B4, B6, B8, B9 e B10). No total, os indivíduos foram monitorizados num período total de ~ 196 horas. Os restantes cinco barbos marcados não foram incluídos nas análises, uma vez que dois dos animais desapareceram da área de estudo logo após a sua libertação e os outros três foram capturados por pescadores na área de estudo após a libertação dos mesmos. Em alguns dos casos, os peixes foram seguidos durante um período de algumas horas até se perceber que havia sido capturado, por ter sido encontrado o transmissor perdido na margem. Nesses casos, os dados recolhidos foram igualmente eliminados das análises subsequentes.

Alguns dos animais marcados realizaram, durante o período de monitorização, deslocações mais longas dentro da área de estudo, tanto para montante como para jusante do seu último local de monitorização.

Para cada barbo monitorizado em cada período de registo foi elaborado um gráfico representativo da dispersão de valores de EMG absoluto (*i.e.*, nível de atividade muscular) ao longo do tempo. Na figura 11 é apresentado um gráfico de exemplo para cada um dos seis barbos considerados na análise. Através dos gráficos podemos observar a variação dos valores de EMG entre os períodos de caudal ecológico e *hydropeaking*, sendo que em alguns animais (*e.g.* B6; B9) os valores associados ao caudal turbinado apresentam claramente uma menor variação, e valores de modo geral mais baixos, em relação aos valores de caudal ecológico. Nos restantes indivíduos, essas diferenças não são tão evidentes, não se identificando, apenas pela visualização dos gráficos, diferenças claras no padrão de atividade muscular registado entre os períodos de caudal turbinado e caudal ecológico (Tabela 5).

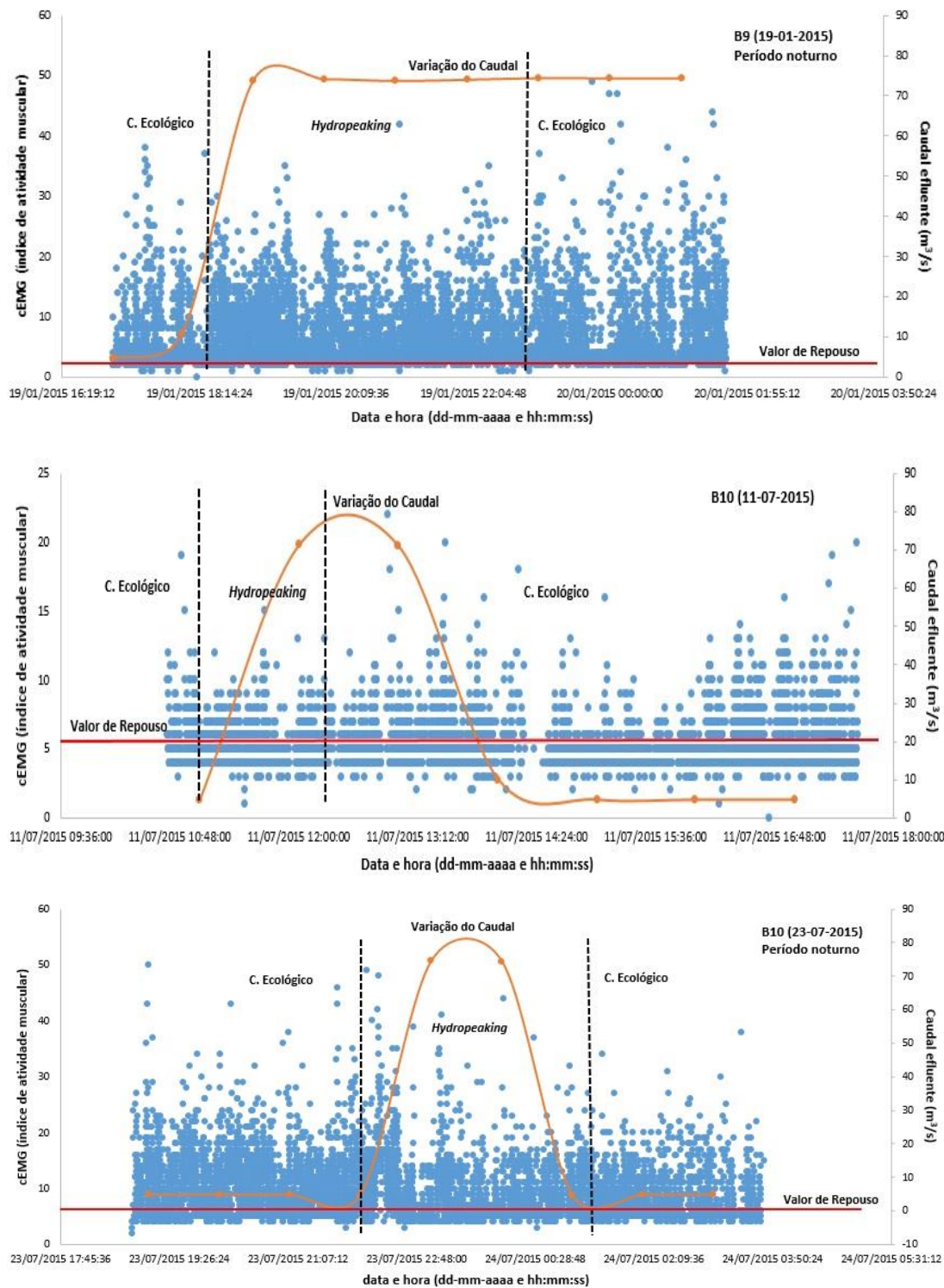


**Figura 11** – Gráfico demonstrativo do comportamento (valores de EMG registados – *i.e.* nível de atividade muscular) dos seis barbos utilizados nas análises, incluindo períodos diurnos e noturnos de monitorização, assim como períodos de caudal ecológico e caudal turbinado. A vermelho apresenta-se o valor de EMG associado ao comportamento de repouso dos indivíduos e a laranja a variação do caudal registado visualmente durante o período de monitorização.



**Figura 11 (continuação)** – Gráfico demonstrativo do comportamento (valores de EMG registrados – *i.e.* nível de atividade muscular) dos seis barbos utilizados nas análises, incluindo períodos diurnos e noturnos de monitorização, assim como períodos de caudal ecológico e caudal turbinado. A vermelho apresenta-se o valor de EMG associado ao comportamento de repouso dos indivíduos e a laranja a variação do caudal registado visualmente durante o período de monitorização.





**Figura 11 (continuação)** – Gráfico demonstrativo do comportamento (valores de EMG registados – *i.e.* nível de atividade muscular) dos seis barbos utilizados nas análises, incluindo períodos diurnos e noturnos de monitorização, assim como períodos de caudal ecológico e caudal turbinado. A vermelho apresenta-se o valor de EMG associado ao comportamento de repouso dos indivíduos e a laranja a variação do caudal registado visualmente durante o período de monitorização.

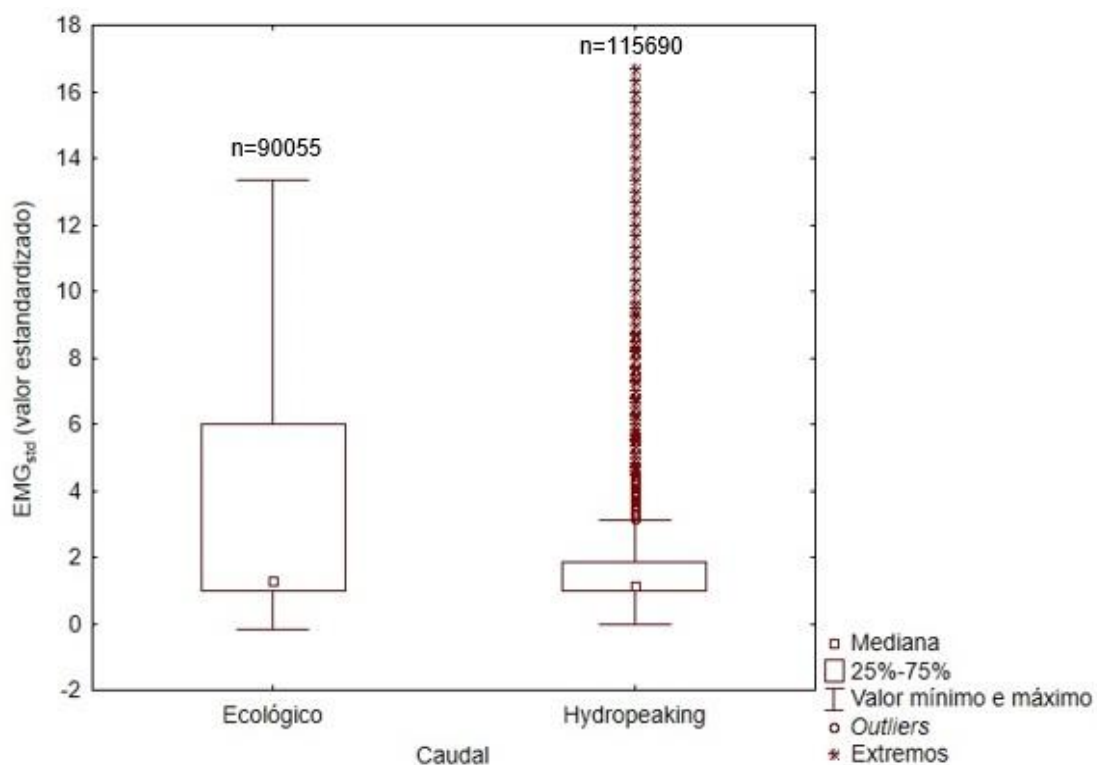


**Tabela 5** – Tabela resumo com os registos de todos os peixes utilizados durante o estudo cujo comportamento e posteriores resultados foram considerados válidos e seus respectivos dias de monitorização, contendo os valores médios de EMG<sub>std</sub> (valor de EMG padronizado pelo respetivo valor de repouso) para cada tipo de caudal (turbinado e ecológico), os respetivos valores de repouso, o período (diurno ou noturno) em que foram registados os dados e as horas de monitorização despendidas por dia

		Valor médio de EMG <sub>std</sub>			
Barbo	Dia de Monitorização	Caudal Ecológico	Hydropeaking	Período de Monitorização	Horas de Monitorização
B1	20 Ago	6,94	6,94	Diurno	8h30m
	2 Set	7,55	7,53	Diurno	7h
	4 Set	7,52	7,52	Diurno	8h30m
	11 Set	7,48	7,51	Diurno	5h20m
B4	19 Ago	1,25	1,19	Diurno	6h30m
B6	24 Set	1,16	1,16	Diurno	6h45m
	26 Set	1,16	1,15	Diurno	07h35m
B8	18 Nov	0,98	0,97	Diurno	6h52
	20 Nov	+	1,13	Diurno	7h18m
	24 Nov	+	1,32	Noturno	12h49m
	2 Dez	1,22	1,21	Diurno	6h55m
	4 Dez	1,20	+	Diurno	6h54
	20 Jan	1,05	1,05	Noturno	9h03m
B9	19 Nov	+	2,07	Diurno	7h05m
	21 Nov	+	1,63	Diurno	8h15
	25 Nov	+	2,08	Noturno	15h30
	1 Dez	3,85	4,18	Diurno	5h36m
	3 Dez	3,77	+	Diurno	7h04m
	19 Jan	1,96	1,36	Noturno	5h36m
B10	8 Julh	1,05	1,12	Diurno	6h19m
	9 Julh	1,22	1,22	Diurno	7h10m
	10 Julh	1,00	0,92	Diurno	7h17m
	11 Julh	0,89	0,89	Diurno	6h58m
	22 Julh	1,22	1,17	Noturno	8h56m
	23 Julh	1,57	1,57	Noturno	8h57m

**Nota:** O símbolo “+” apresentado na tabela acima significa a impossibilidade de registar valores durante o referido tipo de caudal (ecológico ou *hydropeaking*), devido à não ocorrência do mesmo durante o período de monitorização.

Através do teste de Kolmogorov-Smirnov foi rejeitada a hipótese nula dos dados de  $EMG_{std}$  terem uma distribuição próxima do normal ( $p < 0,01$ ). Por esse motivo, para as seguintes análises os dados foram sujeitos a testes não-paramétricos. A análise Mann-Whitney (Z) foi realizada com o intuito de testar diferenças do índice relativo de atividade muscular ( $EMG_{std}$ ) dos barbos testados entre os dois períodos do regime de caudal estudados (*hydropeaking* vs caudal ecológico). O resultado do teste demonstrou a existência de diferenças significativas ( $p < 0,001$ ;  $Z = 33,202$ ), com os barbos a evidenciarem valores diferentes de atividade relativa ( $EMG_{std}$ ), com valores superiores nos períodos de caudal ecológico ( $EMG_{std}$  mediana  $\pm$  desvio padrão, durante o período de caudal ecológico:  $1,286 \pm 2,753$ ) em relação aos períodos de *hydropeaking* ( $EMG_{std}$  durante o período de *hydropeaking*:  $1,143 \pm 2,080$ ) (Figura 12). Através do box-plot é possível visualizar a diferença em termos de variação dos valores de  $EMG_{std}$  em cada período de caudal, com os valores associados ao caudal ecológico a apresentarem também uma maior variação do índice de atividade muscular relativo (mínimo = -0,167; máximo = 13,333) em relação aos valores obtidos em caudal turbinado (mínimo = 0; máximo = 3,143).



**Figura 12** – Box-plot demonstrativo das diferenças dos valores de  $EMG_{std}$  entre os dois períodos de caudal distintos (ecológico vs caudal turbinado).

A análise efetuada com recurso a um Modelo Misto Linear Generalizado envolveu todos os preditores do estudo (FlowM, FlowV, Temp e Hora) para que fosse possível identificar quais

os preditores que influenciam significativamente os valores de EMG registrados em cada indivíduo, obtendo de seguida a sua significância e o seu respetivo coeficiente (Tabela 6).

**Tabela 6** – Resultado da análise inicial de GLMM em relação aos preditores que influenciam significativamente os valores de atividade muscular relativa ( $EMG_{std}$ ). As variáveis que apresentam diferenças significativas encontram-se identificadas com o símbolo “\*”

Fator	Significância	Coeficiente
<i>Intercept</i>	0,021*	0,464
FlowM	0,006*	-0,001
FlowV	0,278	-0,001
Hora	0,000*	-0,131
Temp	0,206	0,013

A análise inicial do GLMM identificou as variáveis FlowM e Hora como sendo os fatores que influenciam significativamente os valores de  $EMG_{std}$ . Após a obtenção das variáveis significativas, com o objetivo de identificar qual o melhor modelo para explicar a variação dos valores de EMG, os dados foram submetidos a novas análises GLMM, com a adição dos preditores considerados significativos, de forma hierárquica, e considerando igualmente a sua interação (Tabela 7). De acordo com as análises realizadas, o modelo que melhor explica as variações nos valores de  $EMG_{std}$  em relação às variáveis estudadas, é o modelo que inclui apenas a variável correspondente à magnitude da descarga do caudal (FlowM), com um AIC respetivo de -118,481, menor que o associado aos restantes modelos testados.

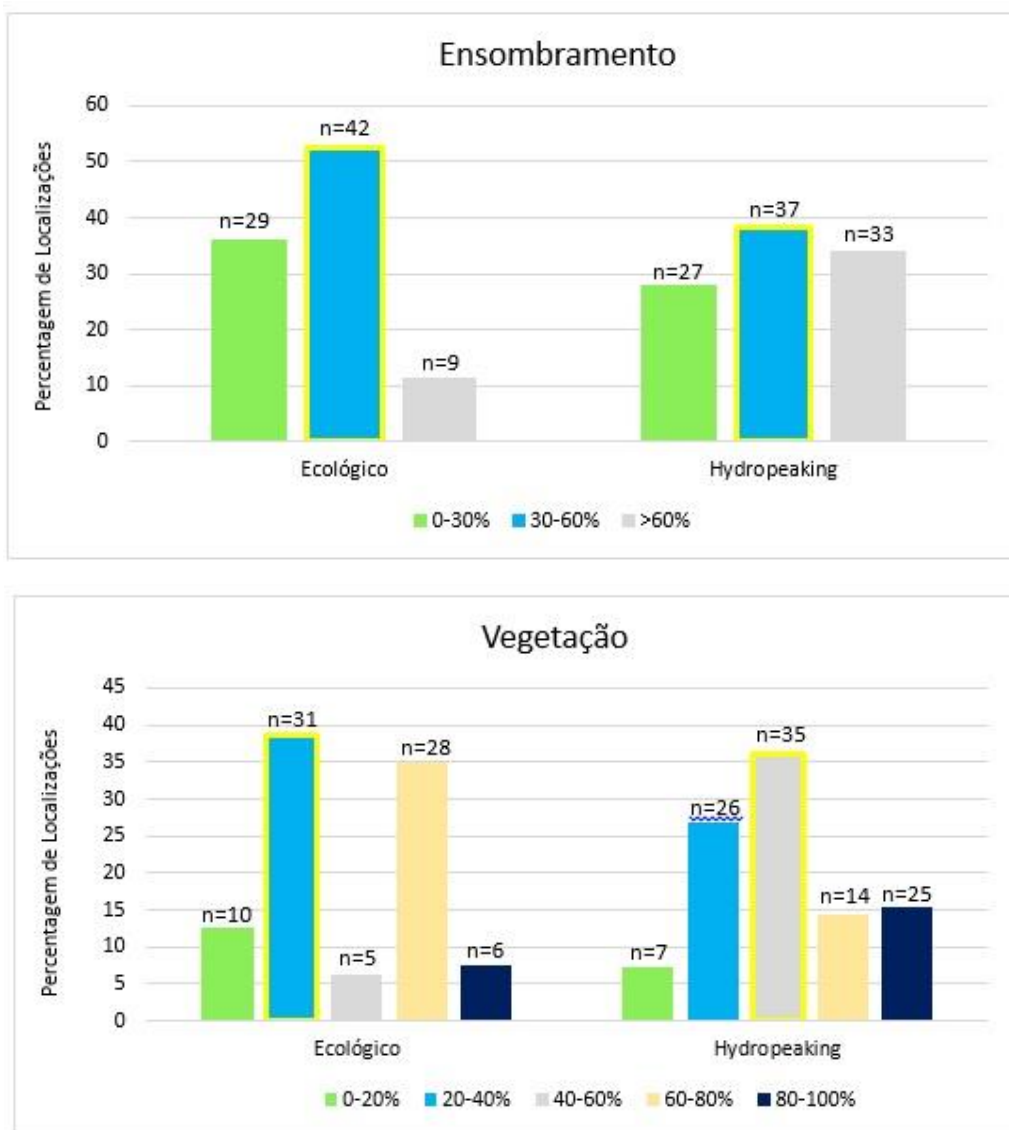
Em suma, a análise GLMM aplicada confirma alguns resultados já descritos anteriormente neste estudo e indica que a atividade muscular relativa dos barbos testados ( $EMG_{std}$ ) foi mais elevada em períodos noturnos e, sobretudo, durante os períodos de caudal mais reduzido, mais concretamente durante o período em que a barragem liberta apenas o caudal ecológico. A variável que parece influenciar mais a atividade dos peixes testados é a magnitude do caudal e não a sua taxa de variação horária, nem o regime térmico do respetivo curso de água.

**Tabela 7** – Resultado da adição hierárquica dos preditores que apresentaram diferenças significativas na análise inicial e da interação entre os mesmos, de forma a identificar os preditores com maior impacto nos valores de atividade muscular relativa (EMG<sub>std</sub>) e indicação dos respetivos valores de AIC.

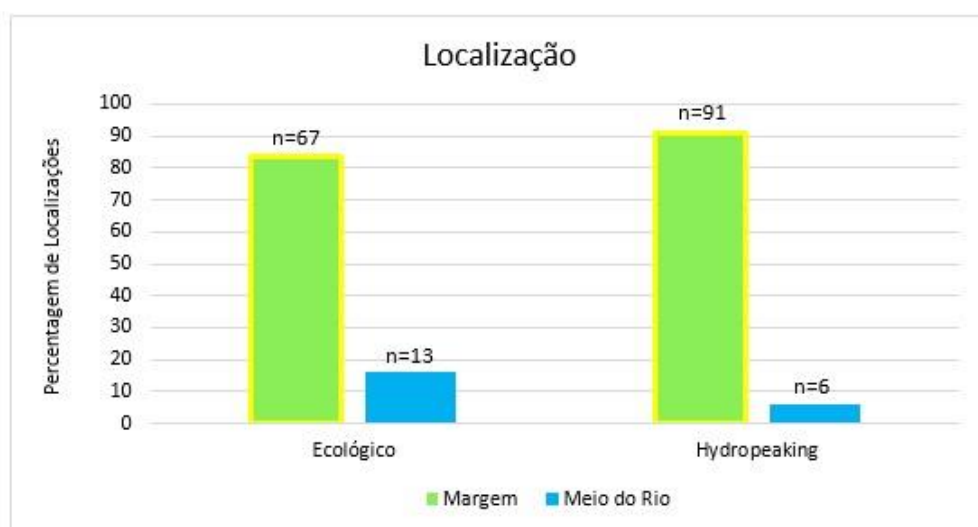
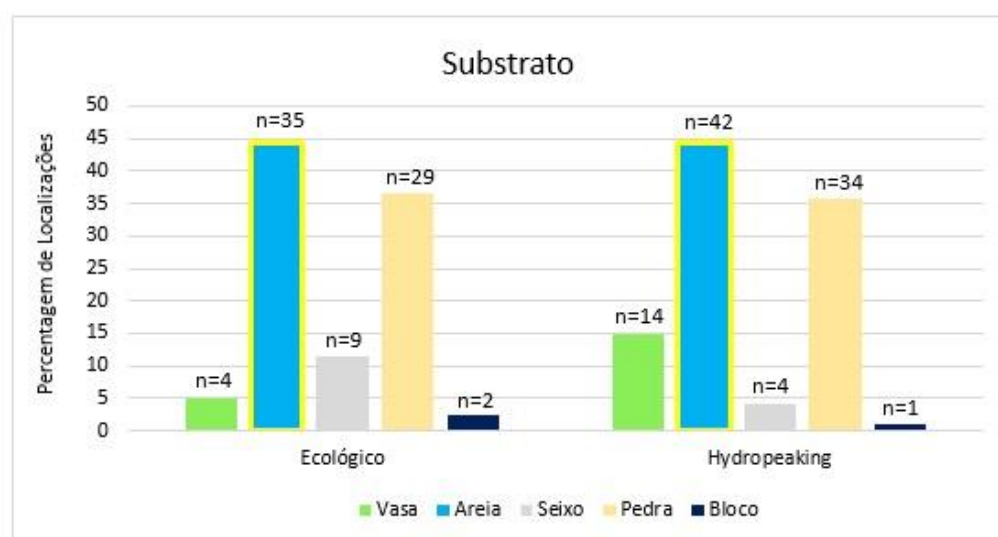
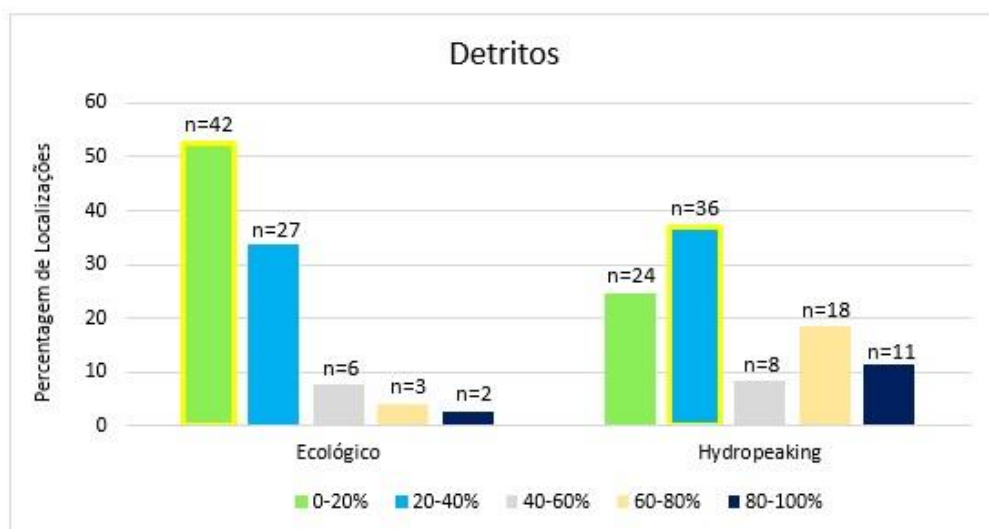
Fator	F	gl1	gl2	Sig.	AIC
<i>Intercept</i>	-	0	-	-	-128,661
Hora	1,004	1	209	0,317	83,305
FlowM	4,944	1	210	0,027*	-118,481
FlowM+Hora	1,749	2	209	0,176	-27,583
FlowM*Hora	2,455	2	209	0,088	-103,402

### 3.2. Seleção de habitat

Para cada uma das variáveis utilizadas para caracterizar o micro-habitat selecionado pelos barbos durante o período de estudo, foi construído um gráfico de barras para comparar a percentagem de utilização durante os dois regimes de caudal estudados (Figura 13). Através da visualização dos gráficos de cada variável estudada é possível observar quais as classes mais utilizadas em comparação entre ambos os tipos de caudal. Relativamente à variável Ensombramento podemos verificar que a classe >60% apresenta uma grande discrepância entre o caudal ecológico e o *hydropeaking*, sendo mais utilizado neste último, em comparação com as restantes classes onde os valores entre ambos os caudais se apresentam mais divididos. Na variável referente à percentagem de ocupação da Vegetação as classes apresentam-se mais repartidas entre os dois tipos de caudal, exceto as classes 60-80% e 40-60%, sendo esta última a que apresenta a maior diferença de valores registados entre o caudal ecológico e o caudal turbinado, seguida imediatamente pelos registos observados na classe 80-100%. Em relação aos Detritos, durante o *hydropeaking* foram detetados mais barbos em locais com percentagem de ocupação nas classes 60-80% e 80-100%, ao passo que na classe de 0-20% o caudal ecológico apresenta frequências de deteção mais elevadas em relação ao caudal turbinado. A nível do Substrato não existe nenhuma classe mais representada em ambos os tipos de caudal. Por fim, em relação à Localização dos animais no rio, existe superioridade nas localizações dos mesmos na margem em períodos de *hydropeaking* em relação ao caudal ecológico.

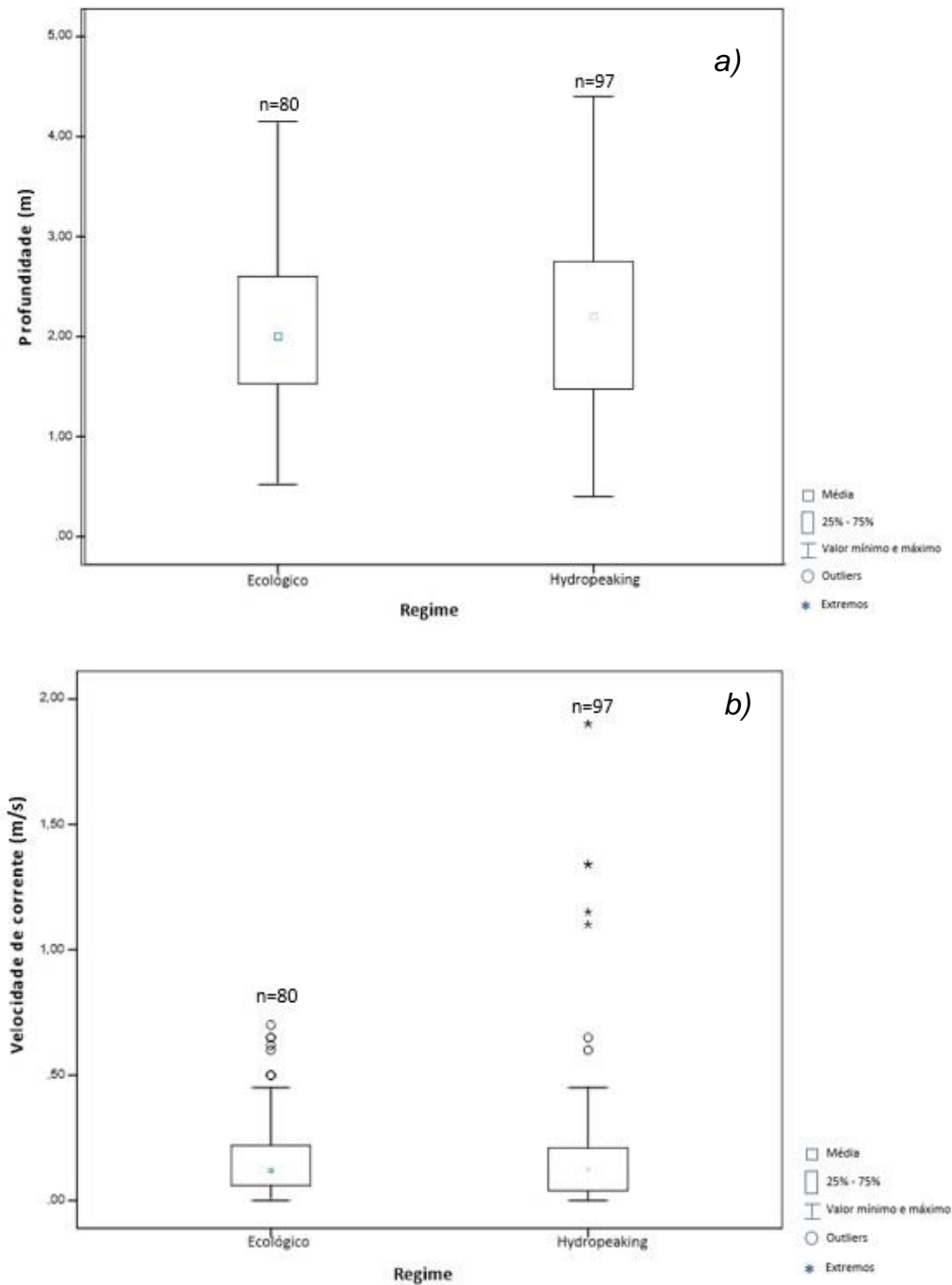


**Figura 13** – Gráficos de barras ilustrativos das frequências relativas de localização de barbos tendo em conta cada uma das variáveis de micro-habitat avaliadas, relativamente aos dois períodos distintos de caudal. As colunas dos gráficos contornadas a amarelo correspondem à classe modal de ambos os regimes de caudal.



**Figura 13 (continuação)** – Gráficos de barras ilustrativos das frequências relativas de localização de barbos tendo em conta cada uma das variáveis de micro-habitat avaliadas, relativamente aos dois períodos distintos de caudal. As colunas dos gráficos contornadas a amarelo correspondem à classe modal de ambos os regimes de caudal.

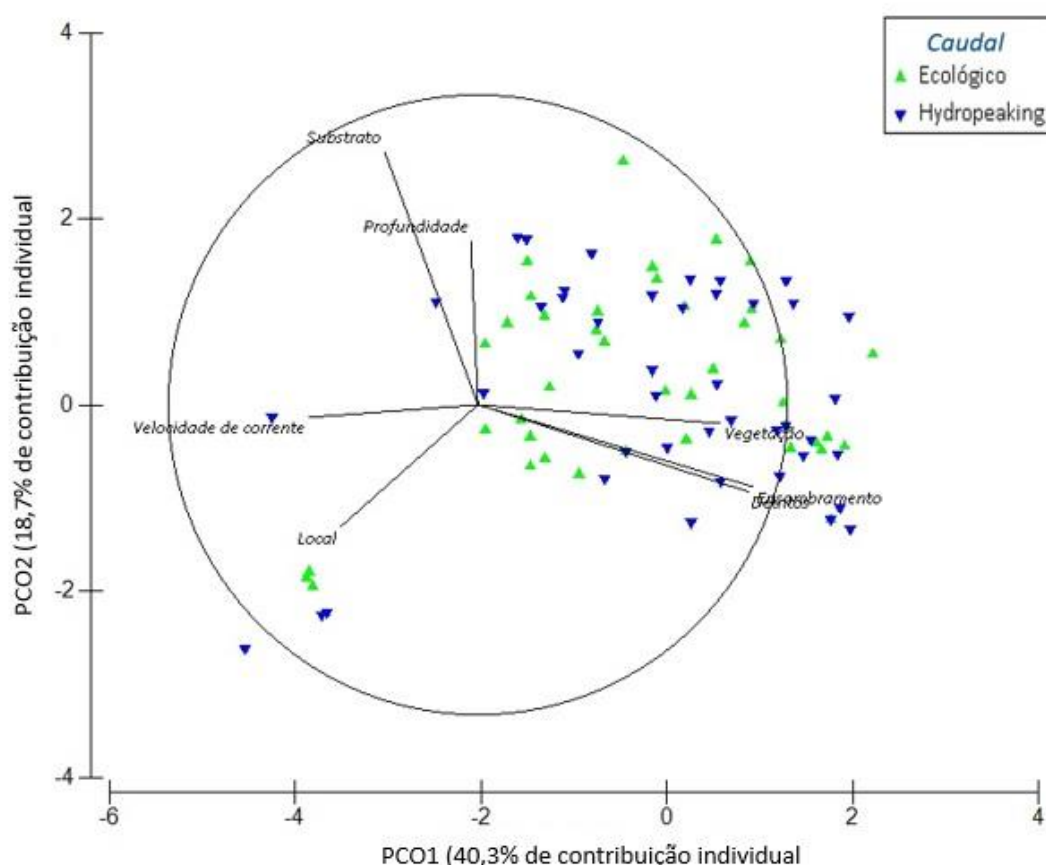
Para as variáveis contínuas foram igualmente construídos gráficos box-plot comparativos entre os dois tipos de caudal, calculando-se a média e o desvio-padrão para ambos. Desse modo, obtiveram-se os seguintes resultados: Profundidade (c. ecol:  $2,145 \pm 0,779$ ; *hydro*:  $2,196 \pm 0,733$ ) e Velocidade de corrente (c. ecol:  $0,187 \pm 0,181$ ; *hydro*:  $0,244 \pm 0,377$ ) (Figura 14), sendo que nenhuma das variáveis parece estar associada especificamente a um período de caudal.



**Figura 14** – Gráficos representativos das variáveis contínuas utilizadas na análise de habitat. a) gráfico referente à profundidade da coluna de água observada nos locais identificados durante o estudo; b) gráfico referente à velocidade de corrente registada nos habitats caracterizados ao longo do estudo.

Em relação às análises relativas às características do habitat, a PERMANOVA realizada ao conjunto de variáveis abióticas identificou diferenças significativas no que diz respeito às características do habitat ocupado pelos barbos testados durante os períodos de caudal ecológico e caudal turbinado (FATOR CAUDAL:  $F_{1;124} = 5,839$ ;  $p = 0,001$ ).

Os dois primeiros eixos do PCO associado a esta análise explicam cumulativamente 58,97% da variação das características de habitat entre os dois regimes de caudal. O eixo 1 é o mais representativo (40,29%) com a Vegetação (PCO = 0,783), os Detritos (PCO = 0,873) e o Ensombramento (PCO = 0,889) a terem uma maior significância em termos de escolha de micro-habitat por parte dos barbos. Em regime de *hydropeaking* os animais apresentam uma certa tendência para se encontrarem em locais com maior capacidade de Refúgio, ou seja, com mais Vegetação, Detritos e Ensombramento, ao passo que durante os períodos de caudal ecológico os animais apresentam-se geralmente em locais com menos Detritos, menor cobertura de Vegetação e menor Ensombramento, ou seja, em locais com menos Refúgio (Figura 15).



**Figura 15** – Gráfico representativo da análise PCO para identificação dos fatores ambientais que mais contribuíram para a segregação em termos de características habitacionais selecionadas pelos barbos durante os períodos de caudal ecológico e *hydropeaking*.



Através da análise SIMPER foi possível identificar quais as características ambientais que mais contribuíram para as diferenças em termos de habitat ocupado pelos barbos em cada período de caudal estudado. Os Detritos surgem como sendo a variável com maior percentagem de contribuição para as diferenças de habitat ocupado entre o caudal ecológico e o caudal turbinado, seguidos do Ensombramento, Vegetação e Profundidade (Tabela 8). Durante os períodos de *hydropeaking* os animais apresentam uma preferência por habitats com maior percentagem de Detritos, Ensombramento e Vegetação, assim como locais com uma maior profundidade de coluna de água. Durante os períodos de caudal ecológico há maior variabilidade em termos de locais ocupados pelos animais.

**Tabela 8** – Resultados da análise SIMPER efetuada com base nas características de micro-habitat utilizado pelos barbos durante os períodos de caudal ecológico e *hydropeaking*

Variáveis	Valor médio		% Contribuição	% Cumulativa de contribuição
	Ecológico	<i>Hydropeaking</i>		
Detritos	-0,48	0,372	15,96	15,96
Ensombramento	-0,345	0,267	15,06	31,02
Profundidade	-0,012	0,009	14,08	45,10
Vegetação	0,023	0,018	14,08	59,17

## 4. Discussão

A alteração do regime natural de caudais é frequentemente apresentada como um dos impactos mais significativos associados ao funcionamento de aproveitamentos hidroelétricos. O aparecimento de regimes de caudal variados e imprevisíveis (Robertson *et al.*, 2004) origina modificações na estabilidade, dinâmica, morfologia e condição física e química do habitat (Poff *et al.*, 1997; Robertson *et al.*, 2004; Vocht & Baras, 2005). Para que seja possível conhecer mais detalhadamente as consequências que estas alterações induzem no biota, é necessário realizar estudos que compreendam não só os efeitos causados na distribuição e qualidade do habitat, mas também os efeitos causados a nível populacional das espécies existentes no local.

Através da realização deste trabalho, foi possível identificar diferenças ao nível do comportamento e utilização de micro-habitat por parte dos indivíduos durante os dois regimes de caudal estudados.

Tendo em consideração os resultados anteriormente apresentados, discutir-se-ão de seguida aqueles que foram considerados os mais relevantes tendo em conta os objetivos definidos inicialmente.

### 4.1. Comportamento e seleção de habitat

Uma vez que durante o período de caudal turbinado existe um aumento repentino do caudal do rio e da velocidade de corrente (Baras & Lucas, 2001), a hipótese inicial do presente trabalho baseava-se no pressuposto que os animais iriam reagir a esta alteração das características de habitat através de um aumento do esforço indicado por um aumento da atividade muscular registada pelos transmissores EMG. Os resultados obtidos contrariam essa hipótese inicial, uma vez que os animais demonstraram um maior índice de atividade muscular durante o período de caudal ecológico e menor durante o pico de caudal turbinado. O resultado obtido pode ser explicado por uma gestão de gastos energéticos por parte dos animais durante ambos os períodos de caudal (Taylor *et al.*, 2014). Os indivíduos além de apresentarem um maior índice de atividade muscular relativo durante o período de caudal ecológico apresentam também uma maior variação dos valores durante o mesmo período, ao passo que durante o período de caudal turbinado é observado exatamente o comportamento contrário, ou seja, apresentam um menor índice de atividade muscular e uma menor variação do índice de

atividade muscular. Estes resultados parecem indicar que os indivíduos estudados tendem a manter um baixo índice de atividade muscular, estando esses valores muito provavelmente associados a um comportamento de refúgio perante o aumento acentuado do caudal (Krause *et al.*, 1999; Taylor *et al.*, 2014). Este comportamento parece manter-se, durante o *hydropeaking* apesar de, poder ocorrer durante esses períodos o arrastamento de detritos lenhosos (Alexandre *et al.*, 2015b) e consequentemente, um aumento da disponibilidade de invertebrados durante o período de caudal turbinado (Bunn & Arthington, 2002). Essa situação poderia eventualmente levar os animais a aproveitarem esta disponibilidade de recurso o que, de acordo com os resultados obtidos, foi uma situação que aparentemente acabou por não se verificar. No entanto, para comprovar este não aproveitamento do aumento da disponibilidade de alimento associado ao *hydropeaking*, futuramente seria importante desenvolver uma análise aos conteúdos estomacais dos indivíduos durante os períodos de caudal e o seu ciclo circadiano. No entanto, parece haver uma preferência dos animais por zonas com maior potencial de refúgio durante este período, a que não será alheio ao fato desta ser uma espécie generalista com uma elevada adaptabilidade à escassez de alimento (Magalhães, 1992) durante períodos menos favoráveis. Esta hipótese é corroborada pela análise PERMANOVA e SIMPER realizadas às variáveis abióticas do estudo. Os resultados mostram que, como observado pelos gráficos referentes às variáveis categóricas, os barbos monitorizados apresentam em períodos de *hydropeaking*, uma preferência por habitats com boas características de refúgio ou seja locais com maior quantidade de Ensombramento, Vegetação, Detritos e profundidade. Segundo Schwartz & Herricks (2005), a qualidade de refúgio e uma elevada variabilidade de caudais estão associados ao controlo abiótico das comunidades piscícolas de um rio, uma vez que a sobrevivência destas depende da complexidade de habitat físico disponível para utilização, aquando a existência de flutuações nas magnitudes de caudal.

A existência de estudos detalhados sobre a utilização de refúgios por parte dos peixes apresentam, geralmente, constrangimentos devido à dificuldade de monitorizar os movimentos dos animais. Trabalhos como o de Baras & Lucas (2001), Vocht & Baras (2005) e Taylor *et al.* (2014) estabelecem uma possível relação entre o aumento de caudal e a utilização de refúgios para reduzir o esforço muscular, ao passo que Davey *et al.* (2006) demonstra a procura de refúgios que ficou disponível com a redução do caudal. Através da análise das preferências habitacionais de cada indivíduo estudado, obtivemos resultados que corroboram a procura e utilização de micro-habitats com características de refúgio durante os períodos em que ocorre um aumento do caudal. Este comportamento é interpretado como uma forma de reduzir o seu esforço natatório.

#### 4.2. Influência dos preditores ambientais

Através da análise realizada pelo Modelo Misto Linear Generalizado foi possível identificar qual o preditor que mais influenciou os valores de atividade muscular registados durante este estudo, obtendo-se então a magnitude da descarga do caudal (FlowM) como aquele que explica uma porção maior da variabilidade em termos de atividade e esforço muscular evidenciados pelos barbos monitorizados. A um aumento da magnitude da descarga do caudal os animais respondem com uma menor atividade muscular (Taylor *et al.*, 2014). Estes resultados vêm reforçar os resultados obtidos anteriormente, onde os animais diminuem a sua atividade com o aumento do caudal provavelmente devido ao seu comportamento de refúgio. Estudos como Marchetti & Moyle (2001) e Martínez-Capel *et al.* (2013) identificam a magnitude dos fluxos libertados pelos empreendimentos como sendo o maior determinante dos habitats fluviais, das condições ripárias, e consequentemente, da comunidade piscícola existente no local. De acordo com o estudo conduzido por Poff & Zimmerman (2010), os peixes foram o único grupo taxonómico a responder consecutivamente de forma negativa às alterações de fluxo, podendo assim ser vistos como indicadores das alterações de fluxo. Dessa forma, é necessário então aprofundar o conhecimento sobre a relação entre as alterações hidrológicas e a sua resposta ecológica, para que seja possível a manutenção das características de habitat e consequentemente do biota nativo (Martínez-Capel *et al.*, 2013)

Como referido anteriormente nos resultados, no presente trabalho foram observadas algumas movimentações por parte dos animais marcados. Estudos como o de Bunn & Arthington (2002), Vocht & Baras (2005) e Davey *et al.* (2006) explicam como as pequenas movimentações podem ser determinantes para o sucesso no ciclo de vida da ictiofauna aquando da existência de alterações físicas no seu habitat, uma vez que os adultos possuem a capacidade de mudar temporariamente para locais mais favoráveis em termos de qualidade e quantidade de habitat. Um dos indivíduos monitorizados, numa fase inicial do estudo, chegou mesmo a percorrer uma distância de aproximadamente 6 km para montante do último local que havia sido registado. Essas movimentações foram feitas durante o período de Verão, quando é frequente os indivíduos migrarem para procurarem habitats mais favoráveis para evitarem zonas cuja temperatura da água seja mais elevada (Vocht & Baras, 2005) ou até mesmo para procurarem habitats mais profundos que possam servir de refúgios estivais durante um período de maior escassez hídrica. Um segundo animal apresentou migrações extensas durante o período em que foi monitorizado, tendo percorrido cerca de 4 km para jusante desde o último ponto de monitorização. Esta migração ocorreu no período de Inverno, momento em que as

condições hidrológicas se alteraram de forma mais evidente. Durante esse período, o aproveitamento hidroelétrico Raiva-Aguieira aumentou o caudal efluente descarregado, deixando de haver temporariamente dois períodos de caudal diários (ecológico e *hydropеaking*) e passando a haver apenas um período de caudal descarregado com uma magnitude elevada. O fato do indivíduo se ter deslocado para jusante pode estar associado ao seu arrastamento ou a uma procura ativa de refúgio, de forma a diminuir os custos energéticos associados à sua manutenção num determinado troço do rio (Lucas & Batley, 1996).

Até ao presente momento apenas Taylor *et al.* (2014) apresentam um estudo semelhante ao aqui realizado utilizando igualmente a técnica de EMG com o intuito de avaliar o efeito do *hydropеaking* no ritmo da espécie *Salvelinus confluentus* (Suckley 1859), uma espécie salmonícola com características muito distintas dos ciprinídeos mais representativos das comunidades piscícolas dos rios ibéricos (Magalhães, 1992), de que o barbo do Norte, a espécie alvo do presente estudo, é um exemplo. Ambos os trabalhos apresentam semelhanças na metodologia e nos objetivos, sendo que ambos tentam compreender se ocorre variação do ritmo de atividade das espécies perante a alteração do fluxo de caudal de forma geral e horária. No estudo conduzido por Taylor *et al.* (2014) não foi encontrada relação entre a atividade muscular dos indivíduos e as flutuações horárias do caudal. Por outro lado, os resultados do presente trabalho identificam as flutuações horárias como um dos fatores que influencia o ritmo de atividade muscular dos peixes, não sendo contudo, o fator mais significativo. Relativamente aos resultados obtidos no que diz respeito à relação entre a magnitude da descarga do caudal e o esforço muscular dos indivíduos, o estudo de Taylor *et al.* (2014) encontrou uma relação positiva entre ambos, ao passo que, no nosso trabalho foi obtida uma relação negativa entre ambos. Apesar das semelhanças ou diferenças nos resultados entre ambos os estudos, é necessário ter em consideração as características de ambas as espécies e que ambas ocupam diferentes locais da coluna de água, podendo afetar naturalmente os comportamentos de ambas. Apesar de ambos serem influenciados a jusante por empreendimentos hidroelétricos, é referenciado por Taylor *et al.* (2014) que houve momentos em que o empreendimento não realizava descargas e que o rio ficava alimentado apenas pela presença de água residual. Tal situação nunca se verificou no rio Mondego, onde mesmo durante períodos de maior escassez hídrica o rio é alimentado por um caudal ecológico constante de 6,8 m<sup>3</sup>/s.

## 5. Considerações finais

Este estudo apresenta informação importante sobre o comportamento e seleção de habitat de uma espécie considerada representativa da comunidade piscícola típica dos rios Portugueses durante as alterações de caudal causadas por um empreendimento hidroelétrico. Aquando destas alterações de caudal é essencial a presença de habitat diverso e heterogéneo que possibilite a procura de refúgios temporários (Vocht & Baras, 2005; Britton & Pegg, 2011; Boavida *et al.*, 2015) sendo que esta é uma forma das espécies persistirem a variações naturais mas também de origem antropogénica (Parkos III *et al.*, 2011). Desse modo é necessário pensar em medidas mitigadoras para atenuar os efeitos causados nas comunidades biológicas, podendo elas ser estruturais ou operacionais (Almeida *et al.*, 2014). As medidas estruturais promovem o restauro do habitat, e a construção e/ou melhoramento de refúgios existentes (Almeida *et al.*, 2014; Ribi *et al.*, 2014) no leito a jusante do empreendimento. A reabilitação das galerias ripícolas dos cursos de água é uma das técnicas de restauro do habitat mais utilizadas. Esta técnica baseia-se na colocação e distribuição de estacas de determinadas espécies de vegetação ripícola ao longo de um curso de água que ao regenerarem a galeria ribeirinha maximizam a heterogeneidade do habitat, favorecendo e criando novas condições de refúgio para a fauna existente no local (Kauffman *et al.*, 1997). Para o sucesso destas medidas é necessária informação detalhada sobre quais as tipologias de habitat a serem sujeitas a operações de melhoramento, de forma a garantir que os novos habitats se adequam às necessidades das espécies existentes e de forma a assegurar a sua capacidade de subsistência após episódios de alteração de caudal (Ribi *et al.*, 2014).

As medidas operacionais acontecem a nível do empreendimento hidroelétrico, sendo essencialmente necessária uma gestão do nível das descargas (Almeida *et al.*, 2014), da sua periodicidade e taxa de variação de caudal a jusante, de forma a minimizar o impacto no habitat e nas comunidades existentes a jusante do empreendimento. De acordo com os resultados obtidos pelo presente estudo, a magnitude da descarga realizada pelo empreendimento apresenta-se como um fator determinante na atividade dos indivíduos estudados. Uma opção que se poderia propor seria o aumento do tempo de transição entre os dois tipos de caudais, ou seja, em vez de ocorrer uma transição abrupta e repentina entre o caudal ecológico e o caudal turbinado, passaria a ocorrer uma transição gradual entre os dois períodos. Dessa forma, seria libertado o mesmo volume de água, mas durante um período de tempo mais longo, evitando flutuações abruptas de caudal e de perímetro molhado, dando às comunidades piscícolas uma

melhor capacidade e maior tempo de resposta à alteração da velocidade e profundidade do caudal. Outra medida de gestão possível seria tornar os fluxos pós-empreendimento semelhantes aos registados pré-empreendimento. Neste caso, é necessário o conhecimento dos fluxos do regime hidrológico históricos de um determinado curso de água, de forma a haver dados relativos aos fluxos máximos e mínimos anuais, diários e mensais, assim como a duração dos mesmos (Richter *et al.*, 2003). Através desta medida, é possível que a libertação de água por parte dos empreendimentos seja realizado tentando corresponder ao que seriam os regimes naturais hidrológicos do rio (Richter *et al.*, 2003). Estas medidas são contudo de difícil aplicação, uma vez que apresentam frequentemente constrangimentos a nível económico para o gestor do empreendimento. É, por isso, necessária a compreensão e sensibilidade por parte das entidades reguladoras dos empreendimentos, para que seja possível encontrar uma forma de compatibilizar a exploração dos cursos de água e a função ecológica dos mesmos.

No momento em que a construção de infraestruturas que causam alterações no regime natural de caudais é cada vez mais uma realidade, existe uma necessidade crescente de compreender as consequências das alterações a nível de habitat e comunidades causadas por essas flutuações de caudal, apenas dessa forma haverá informação suficiente para se assegurar o sucesso da manutenção e restauro dos ecossistemas fluviais.

Com base nas conclusões apresentadas, seria interessante a realização de futuras monitorizações idênticas à realizada no presente estudo, mas acrescentando, se possível, o número de indivíduos estudados e o tempo de monitorização, de forma a obter dados mais significativos. Este tipo de estudo pode também ser aplicado futuramente na monitorização pré e pós construção de empreendimentos hidroelétricos, de forma a compreender de forma mais detalhada as alterações que estes causam nos cursos de água.

## 6. Referências bibliográficas

- Aarts BGW, Van Den Brink FWB & Nienhuis PH, 2004. Habitat Loss as the Main Cause of the Slow Recovery of Fish Faunas of Regulated Large Rivers in Europe: The transversal floodplain gradient. *River Research and Application*, **20**: 3 – 23.
- Agência Portuguesa do Ambiente, 1992. Comissão Nacional Portuguesa das Grandes Barragens. Acedido a 26 de Maio de 2015. Disponível em [cnpgb.apambiente.pt](http://cnpgb.apambiente.pt)
- Agência Portuguesa do Ambiente, 2012a. Estudo das Inundações do Rio Mondego a Jusante da Confluência do Rio Ceira. Departamento de Hidráulica e Ambiente. Acedido a 18 de Maio de 2015. Disponível em [www.apambiente.pt/SIGARHCentro/pdfs/Rel\\_333\\_12.pdf](http://www.apambiente.pt/SIGARHCentro/pdfs/Rel_333_12.pdf).
- Agência Portuguesa do Ambiente, 2012b. Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos Rios Vouga, Mondego e Lis, Integradas na Região Hidrográfica 4. Acedido a 18 de Maio de 2015. Disponível em [sniamb.apambiente.pt/infos/geoportaldocs/Planos/PGRH4/RelatorioTecnico\\_CE%5C1\\_RelatorioTecnicoCE.pdf](http://sniamb.apambiente.pt/infos/geoportaldocs/Planos/PGRH4/RelatorioTecnico_CE%5C1_RelatorioTecnicoCE.pdf).
- Agência Portuguesa do Ambiente. Programa Nacional de Barragens de Elevado Potencial Hidroelétrico. Acedido a 29 de Outubro de 2015. Disponível em [www.apambiente.pt/?ref=16&subref=7&sub2ref=9&sub3ref=835](http://www.apambiente.pt/?ref=16&subref=7&sub2ref=9&sub3ref=835)
- Alexandre CM, Quintella BR, Silva AT, Mateus CS, Romão F, Branco P, Ferreira MT & Almeida PR, 2013. Use of Electromyogram Telemetry to Assess the Behavior of the Iberian Barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner 1864) in a pool-type fishway. *Ecological Engineering*, **51**: 191 – 202.
- Alexandre CM, 2014. Ecological Impact of Streamflow Variability in the Bio-ecology of Freshwater Fishes From Permanent and Temporary Mediterranean River Systems. Tese de Doutoramento em Biologia. Universidade de Évora, 243 pp.
- Alexandre CM, Sales S, Ferreira MT & Almeida PR, 2015a. Food Resource and Cyprinid Diet in Permanent and Temporary Mediterranean Rivers with Natural and Regulated Flow. *Ecology of Freshwater Fish*, **24**: 629 – 645.



- Alexandre CM, Almeida PR, Neves T, Mateus CS, Costa JL & Quintella BR, 2015b. Effects of Flow Regulation on the Movement Patterns and Habitat Use of a Potamodromous Cyprinid Species. *Ecohydrology*. DOI: 10.1002/eco.1638.
- Almeida PR, Boavida I & Pinheiro A, 2014. Assessment of Trout Habitat Suitability Fish Shelters Downstream a Hydropower Dam. *10th International Symposium on Ecohydraulics*, at Trondheim, Norway.
- Aparicio E. & Sostosa A., 1999. Pattern of Movements of Adult *Barbus haasi* in Small Mediterranean Stream. *Journal of Fish Biology*, **55**: 1086 – 1095.
- Arthington AH, 2012. Environmental flows: Saving rivers in the third millennium. *University of California Press*, Los Angeles, California, USA.
- Baras E & Lucas MC, 2001. Impacts of Man's Modifications of River Hydrology on the Migration of Freshwater Fishes: a mechanistic perspective. *Ecohydrology & Hydrobiology*, **1(3)**: 291 – 304.
- Berland G, Nickelsen T, Heggens J, Økland F, Thorstad EB & Halleraker J, 2004. Movements of Wild Atlantic Salmon Parr in Relation to Peaking Flows Below a Hydropower Station. *River Research and Applications*, **20**: 957 – 966.
- Bianco PG, Cowx IG, Haidvogel G & De Sostoa A, 2007. Patterns in Species Richness and Endemism of European Freshwater Fish. *Global Ecology and Biogeography*, **16**: 65 – 75.
- Boavida I, Santos JM, Ferreira MT & Pinheiro A, 2013. Fish Habitat-Response to Hydropeaking. *International Association for Hydro-Environment Engineering and Research Congress*.
- Boavida I, Santos JM, Ferreira T & Pinheiro A, 2015. Barbel Habitat Alterations Due to Hydropeaking. *Journal of Hydro-environment Research*: 1 – 11.
- Britton JR & Pegg J, 2011. Ecology of European Barbel *Barbus Barbus*: Implications for River, Fishery, and Conservation Management. *Reviews in Fisheries Science*, **19(4)**: 321 – 330.
- Bunn SE & Arthington AH, 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*, **30**: 492 – 507.
- Cabral MJ, Almeida J, Almeida PR, Dellinger T, Ferrand de Almeida N, Oliveira ME, Palmeirim MJ, Queiroz AI, Rogado L & Santos-Reis M, 2005. Livro Vermelhos dos Vertebrados de Portugal. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.

- Céréghino R, Cugny P & Lavandier P, 2002. Influence of Intermittent Hydropeaking on the Longitudinal Zonation Pattern of Benthic Vertebrates in a Mountain Stream. *International Review of Hydrobiology*, **87**: 47 – 60.
- Clavero M, Blacon-Garrido F & Prenda J, 2004. Fish Fauna in Iberian Mediterranean River Basin: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **14**: 575 – 585.
- Comissão Europeia, 2000. Diretiva Quadro da Água. Acedido a 15 de Junho de 2015. Disponível em <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>.
- Comissão Nacional Portuguesa de Grandes Barragens, 1992. Large Dams in Portugal. Lisboa.
- Cooke SJ, Thorstad EB & Hinch SG, 2004. Activity and Energetics of Free-swimming Fish: Insights from Electromyogram Telemetry. *Fish and Fisheries*, **5**: 21 – 52.
- Davey AJH, Kelly DJ & Biggs BJF, 2006. Refuge-use Strategies of Stream Fishes in Response to Extreme Low Flows. *Journal of Fish Biology*, **69**: 1047 – 1059.
- Dynesius M & Nilsson C, 1994. Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. *Science*, **266**: 753 – 762.
- Enders EC, Smokorowski KE, Pennell CJ, Clarke KD, Sellars B & Scruton DA, 2007. Habitat Use and Fish Activity of Landlocked Atlantic Salmon and Brook Charr in a Newly Developed Habitat Compensation Facility. *Hydrobiologia*, **582**: 133 – 142.
- Harms TK & Grimm NB, 2010. Influence of the Hydrologic Regime on Resource Availability in a Semi-arid Stream-riparian Corridor. *Ecodydrology*, **3**: 349 – 359.
- Heggenes J, Omholt PK, Kristiansen JR, Sageie J, Økland F, Dokk JG & Beere MC, 2007. Movement by Wild Brown Trout in a Boreal River: response to habitat and flow contrast. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 333 – 342.
- ICOLD (International Commission on Large Dams), 1998a. Role of Dams. Acedido a 15 Junho de 2015. Disponível em [www.icold-cigb.org/GB/Dams/role\\_of\\_dams.asp](http://www.icold-cigb.org/GB/Dams/role_of_dams.asp)
- ICOLD (International Comission on Large Dams), 1998b. Purpose of Dams. Acedido a 15 de Junho de 2015. Disponível em [www.icold-cigb.org/GB/World\\_register/general\\_synthesis.asp](http://www.icold-cigb.org/GB/World_register/general_synthesis.asp)
- Jepsen N, Koed A, Thorstad EB & Baras E, 2002. Surgical Implantation of Telemetry Transmitters in Fish: How Much Have We Learned?. *Hydrobiologia*, **483**: 239 – 248.

- Junk WJ, Bayley PB & Sparks RE, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Proceedings of the International Large River Symposium (Lodge DP. ed), pp. 110–127. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, ON.
- Kauffman JB, Beschta RL, Otting N & Lytjen D, 1997. An Ecological Perspective of Riparian and Stream Restoration in the Western United States. *Fisheries*, **22(5)**: 12 – 24.
- Krause J, Loader SP, Kirkman E & Ruxton GD, 1999. Refuge Use by Fish as a Function of Body Weight Changes. *Acta Ethologica*, **2**: 29 – 34.
- Lytle DA & Poff NL, 2004. Adaptation to Natural Flow Regime. *Trends in Ecology and Evolution*, **19(2)**: 94 – 100.
- Lucas MC & Batley E, 1996. Seasonal Movements and Behaviour of Adult Barbel *Barbus barbus*, a Riverine Cyprinid Fish: Implications for River Management. *Journal of Applied Ecology*, **33**: 1345 – 1358.
- Magalhães MF, 1992. Feeding Ecology of the Iberian Cyprinid *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 in a Lowland river. *Journal of Fish Biology*, **40**: 123 – 133.
- Marchetti MP & Moyle PB, 2001. Effects of Flow Regime on Fish Assemblages in a Regulated California Stream. *Ecological Application*, **11(2)**: 530 – 539.
- Martínez-Capel F, José, Belmar O, Bruno D & Velasco J, 2013. Effects of Flow Regime Alteration on Fluvial Habitats and Riparian Quality in a Semiarid Mediterranean Basin. *Ecological Indicators*, **30**: 52 – 64.
- Nilsson C, Reidy CA, Dynesius M & Revenga C, 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science*, **308**: 405 – 408.
- Parkos III JJ, Ruetz III CR & Trexler JC, 2011. Disturbance Regime and Limits on Benefits of Refuge Use for Fishes in a Fluctuating Hydroscape. *Oikos*, **120**: 1519 – 1530.
- Pinheiro PJ, Santos JM, Albuquerque AC & Ferreira MT, 2004. Utilização de Radio-telemetria no Estudo de Selecção de Habitat do Barbo Comum (*Barbus bocagei*) no Rio Alva. 7º Congresso da Água, em Lisboa, Portugal.
- Poff NL & Allan JD, 1995. Functional Organization of Stream Fish Assemblages in Relation to Hydrological Variability. *Ecology*, **76(2)**: 606 – 627.

- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE & Stromberg JC, 1997. The Natural Flow Regime: A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, **47(11)**: 769 – 784.
- Poff NL & Zimmerman JKH, 2010. Ecological Responses to Altered Flow Regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, **55**: 194 – 205.
- Quintella BR, Andrade NO, Koed A & Almeida PR, 2004. Behavioural Patterns of Sea Lampreys' Spawning Migration Through Difficult Passage Areas, Studied by Electromyogram Telemetry. *Journal of Fish Biology*, **65**: 961 – 972.
- Quintella BR, Pova I & Almeida PR, 2009. Swimming Behaviour of Upriver Migration Sea Lamprey Assessed by Electromyogram Telemetry. *Journal of Applied Ichthyology*, **25**: 46 – 54.
- Ribi JM, Boillat JL, Peter A & Schleiss AJ, 2014. Attractiveness of a Lateral Shelter in a Channel as a Refuge for Juvenile Brown Trout During Hydropeaking. *Aquatic Science*. DOI 10.1007/s00027-014-0351-x
- Richter BD, Baumgartner JV, Braun DP & Powell J, 1998. A Spatial Assessment of Hydrologic Alteration Within a River Network. *Regulated Rivers: Research & Management*, **14**: 329 – 340.
- Richter BD, Mathews R, Harrison DL & Wigington R, 2003. Ecologically Sustainable Water Management: Managing River Flows for Ecological Integrity. *Ecological Applications* **13(1)**: 206 – 224.
- Robertson MJ, Pennell CJ, Scruton DA, Robertson GJ & Brown DA, 2004. Effect of Increased Flow on the Behaviour of Atlantic Salmon Parr in Winter. *Journal of Fish Biology*, **65**: 1070 – 1079.
- Rodríguez-Ruiz, A & Granado-Lorencio C, 1992. Spawning Period and Migration of Three Species of Cyprinids in a Stream With Mediterranean Regimes (SW Spain). *Journal of Fish Biology*, **41 (4)**: 545 – 556.
- Santos JM, Godinho F, Ferreira MT & Cortes R, 2004. The Organisation of Fish Assemblages in the Regulated Lima Basin, Northern Portugal. *Limnologica*, **34**: 224 – 235.

- Schwartz JS & Herricks EE, 2005. Fish Use of Stage-Specific Fluvial Habitats as Refuge Patches During a Flood in a Low-Gradient Illinois Stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **62**: 1540 – 1552.
- Symonds MRE & Moussalli A, 2011. A Brief Guide to Model Selection, Multimodel Inference and Model Averaging in Behavioural Ecology Using Akaike's Information Criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65; 13 – 21. DOI: 10.1007/s00265-010-1037-6.
- Taylor MK, Hasler CT, Findlay CS, Lewis B, Schmidt DC, Hinch SG & Cooke SJ, 2014. Hydrologic Correlates of Bull Trout (*Salvelinus confluentus*) Swimming Activity in a Hydropeaking River. *River Research and Applications*, **30**: 756 – 765.
- Thorstad EB, Økland F, Koed A & McKinley RS, 2000. Radio-transmitted Electromyogram Signals as Indicators of Swimming Speed in Lake Trout and Brown Trout. *Journal of Fish Biology*, **57**: 547 – 561.
- Vocht A De & Baras E, 2005. Effect of Hydropeaking on Migrations and Home Range of Adult Barbel (*Barbus barbus*) in the River Meuse. *Aquatic telemetry: advances and applications. Proceedings of the Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe*.
- World Commission on Dams, 2000. Dams and Development: A new framework for decision-making. Londres. Earthscan Publication Ltd. 404pp.